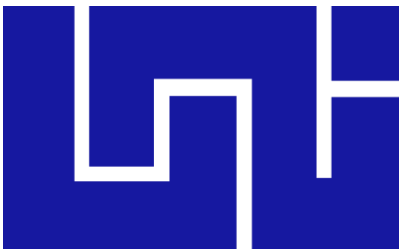


**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**COMPARACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN Y LA
COAGULACIÓN CONVENCIONAL EN LA REMOCIÓN DE
CONTAMINANTES DE AGUAS NATURALES Y RESIDUALES
TEXTILES**

TRABAJO DE DIPLOMA PRESENTADO POR:

**Br. Pedro Albéniz Pavón Bello
Br. Kenneth Ilmar Chévez Lagos**

PARA OPTAR AL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

TUTOR:

PhD. Indiana García

Managua, Nicaragua
Junio, 2019

DEDICATORIA

A Dios por darme fuerzas y mostrarme el camino correcto en los momentos difíciles, a mi familia por apoyarme y aconsejarme para seguir adelante siempre y en especial a mis padres y hermanas por su amor y comprensión.

Pedro Pavón

A mis padres quienes se han sacrificado por mi bienestar y a quienes les debo el ser quien soy.

Kenneth Chévez

AGRADECIMIENTOS

A mí tutora PhD Indiana García Granados por todo el acompañamiento y apoyo brindado. A mí compañero de monografía, Kenneth Chevez Lagos por la paciencia y la perseverancia que nos acompañó en el trayecto de culminación. A mis docentes por el apoyo brindado en el aprendizaje adquirido. A mis compañeros de clases por compartir su tiempo y sus conocimientos. A cada una de las personas que de alguna manera estuvieron pendientes y aportaron esfuerzos y conocimientos para llevar a cabo la culminación de esta monografía.

Pedro Pavón

A mis padres por su ardua labor y sustento incondicional en mi formación personal y académica, a PhD. Indiana García, tutora de esta monografía, por su orientación y apoyo durante cada una de las etapas en la realización de la misma, a Pedro Pavón quien me acompañó durante la realización de esta monografía y sin cuya participación acabarla habría tomado más tiempo, a Keyling Miranda por alentarme en la recta final cuando empezaba a ser presa de la impaciencia y, por último, pero no menos importante a aquellas personas que de una u otra manera contribuyeron a la realización de esta monografía.

Kenneth Chévez

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo principal la comparación de la eficiencia en la remoción de contaminantes (turbiedad, color, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales y demanda química de oxígeno) después del tratamiento utilizando el método de electrocoagulación y coagulación química con muestras de agua natural y agua residual textil. Con la finalidad de encontrar las condiciones de operación más adecuadas para el método de electrocoagulación se aplicó un diseño experimental usando muestras de agua sintética que simulaban las características del agua de estudio real. Este diseño asoció las variables: intensidad de corriente (A), tiempo de tratamiento (min) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y su efecto sobre la remoción de turbiedad. Una vez establecidas las condiciones de operación para el método de electrocoagulación se realizaron pruebas con muestras de agua real y se compararon los resultados obtenidos con el método de coagulación química y el método de electrocoagulación. Además de evaluar la eficiencia en la remoción de contaminantes entre ambos métodos, también se realizó una evaluación de impacto ambiental con la finalidad de calcular el contenido de aluminio residual presente en los lodos y compararlo con la normativa para el vertido de efluentes y su reúso NTON-05-027-05. Los resultados obtenidos reportan las siguientes condiciones de operación para el método de electrocoagulación. En agua natural 0,1 A de intensidad de corriente, 15 min de tratamiento y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad eléctrica, y en agua residual textil 1 A de intensidad de corriente, 5 min de tratamiento y 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad eléctrica. Bajo estas condiciones se obtuvo remociones superiores al 90% en todos los contaminantes estudiados en ambas muestras de agua (natural y residual). Finalmente, referente al contenido de aluminio residual presente en los lodos generados en el tratamiento con el método de electrocoagulación únicamente los obtenidos al tratar el agua natural cumplieron la normativa para reúso con un valor promedio de 4,26 mg/L con esta concentración es posible utilizar el efluente de lodos para agua de riego la cual tiene un valor máximo de 5 mg/L de aluminio.

Palabras clave: *Electrocoagulación, Coagulación Química, Tratamiento de Agua, Lodos, Turbiedad, Aluminio.*

TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
RESUMEN.....	iii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	3
III. MARCO TEÓRICO	4
3.1 Partículas Coloidales y Estabilidad Coloidal.....	4
3.2 Coagulación.....	6
3.3 Técnicas de Coagulación	7
3.3.1 Coagulación Química.....	7
3.3.2 Electrocoagulación.....	11
3.4 Comparación entre Coagulación Química y Electrocoagulación	18
3.5 Calidad del Agua	19
3.5.1 Características Físicas.....	20
3.5.2 Características Químicas	22
3.5.3 Características Biológicas.....	24
3.6 Caracterización Fisicoquímica del Agua de Estudio.....	25
3.6.1 Caracterización Fisicoquímica del Agua Natural.....	25
3.6.2 Caracterización Fisicoquímica del Agua Residual Textil.....	26
3.7 Evaluación de Impacto Ambiental	27
3.7.1 El Impacto Ambiental en las Plantas de Tratamiento.....	29
3.7.2 Marco Legislativo para el Vertido de Efluentes y su Reúso	33
IV. MATERIALES Y MÉTODO	34
4.1 Materiales.....	34
4.1.1 Agua Sintética.....	34
4.1.2 Agua Natural y Residual	34
4.1.3 Preparación de Muestras y Reactivos	35
4.2 Equipo Experimental	35
4.2.1 Coagulación Química.....	36
4.2.2 Electrocoagulación.....	36
4.2.3 Reproducibilidad de los Experimentos	37
4.3 Hipótesis.....	37

4.4	Diseño Experimental	38
4.4.1	Tipo de Investigación	38
4.4.2	Factores	38
4.4.3	Niveles	39
4.4.4	Tratamientos	39
4.4.5	Variable Respuesta.....	40
4.4.6	Modelo de Estudio	40
4.4.7	Tamaño de Muestra	40
4.4.8	Condiciones de Operación para el Estudio de la Electrocoagulación ..	41
4.4.9	Condiciones de Operación para el Estudio de Coagulación Química ..	43
4.5	Determinaciones Analíticas	44
4.6	Cálculo del Volumen de Lodos y el Contenido de Aluminio	45
V.	RESULTADOS	47
5.1	Resultado de Pruebas con Agua Sintética	47
5.2	Resultados de Pruebas Reales para Agua Natural	49
5.3	Resultados de Pruebas Reales para Agua Residual	51
5.4	Volumen de Lodos y Aluminio Residual	52
VI.	DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	54
6.1	Pruebas con Agua Sintética	54
6.1.1	Agua Natural	54
6.1.2	Agua Residual.....	58
6.2	Selección de Condiciones de Operación para Pruebas Reales	61
6.2.1	Condiciones para Agua Natural	62
6.2.2	Condiciones para Agua Residual.....	64
6.3	Pruebas Reales	66
6.3.1	Agua Natural	66
6.3.2	Agua Residual.....	69
6.4	Evaluación de Impacto Ambiental	72
6.5	Consumo Energético durante el Proceso de Electrocoagulación	73
VII.	CONCLUSIONES	75
VIII.	RECOMENDACIONES	77
IX.	NOMENCLATURA	79
X.	REFERENCIAS.....	80
XI.	ANEXOS	86
	A. Conductividad y Sólidos Totales Disueltos en el Lago Cocibolca.....	86

B. Materiales y Reactivos.....	87
C. Métodos para la Evaluación de Parámetros	88
D. Memoria de Cálculo.....	96
E. Comparación de Medias para los Parámetros de Calidad.....	100
F. Sección de Evidencias.....	104
G. Norma AWG.....	116

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución del Tamaño de Partículas en el Agua	4
Figura 2. Mecanismo de Acción del Coagulante	6
Figura 3. Reacción del Sulfato de Aluminio con la Alcalinidad	8
Figura 4. Electrodisolución de un Metal en el Proceso de Electrocoagulación	12
Figura 5. Cantidades Relativas de HOCl y OCl ⁻ en Diferentes Valores de pH	18
Figura 6. Origen de los Iones Responsables de la Alcalinidad	23
Figura 7. Equipo de Agitación.....	36
Figura 8. Esquema para el Montaje de la Celda de Electrocoagulación	36
Figura 9. Resultados de Pruebas con Agua Natural Sintética	48
Figura 10. Resultados de Pruebas con Agua Residual Sintética.....	48
Figura 11. Resultados de Pruebas Reales con Agua Natural.....	49
Figura 12. Resultados de Pruebas Reales con Agua Residual	52
Figura 13: Lodos Producidos por el Método de Electrocoagulación	53
Figura 14. Efectos Principales para Remoción en Agua Natural	54
Figura 15. Gráfico de Interacción para Remoción en Agua Sintética Natural	56
Figura 16. Efectos Principales para Remoción en Agua Residual.....	58
Figura 17. Gráfica de Interacción para Remoción en Agua Sintética Residual	60
Figura 18. Gráficos de Superficie para Remoción de Turbiedad en Agua Natural	62
Figura 19. Gráficos de Superficie para Remoción de Turbiedad en Agua Residual	64
Figura 20. pH del Agua Natural después del Tratamiento	66
Figura 21. Incremento de Sólidos Disueltos en Agua Natural	67
Figura 22. Remoción de Turbiedad para Agua Residual	69
Figura 23. Remoción de Color para Agua Residual	70
Figura 24. pH del Agua Residual después del Tratamiento.....	70
Figura 25. Incremento de Sólidos Disueltos en el Agua Residual	71

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Equivalentes Electroquímicos de algunos Metales	14
Tabla 2. Influencia de la Densidad de Corriente en la Eficiencia de Corriente	17
Tabla 3. Agentes Patógenos y Organismos Productores de Toxinas.....	25
Tabla 4. Caracterización del Agua Natural del Lago Cocibolca.....	26
Tabla 5. Caracterización del Agua Residual Textil	27
Tabla 6. Límites Máximos Permisibles para Aguas de Reúso con Metales.....	33
Tabla 7. Condiciones para el Almacenamiento entre Muestreo y Análisis	35
Tabla 8. Arreglo para el Diseño Experimental	40
Tabla 9. Condiciones de Operación para Electrocoagulación	41
Tabla 10. Especificaciones para el Montaje de Celda de Electrocoagulación	41
Tabla 11. Condiciones de Operación para la Prueba de Jarras	44
Tabla 12. Parámetros a Evaluar	45
Tabla 13. Características Físicas de los Lodos Residuales.....	46
Tabla 14. Resultado de las Pruebas con Agua sintética.....	47
Tabla 15. Resultados de las Pruebas con Aguas Naturales Reales.....	50
Tabla 16. Resultados de las Pruebas con Aguas Residuales Reales	51
Tabla 17. Volumen de Lodos Producidos	52
Tabla 18. Análisis de Varianza para Agua Sintética Natural.....	56
Tabla 19. Análisis de Varianza para Agua Sintética Residual	59
Tabla 20. Contenido de Aluminio Residual y la NTON 05 027 – 05	72
Tabla 21. Consumo Específico de Energía Eléctrica.....	73
Tabla 22. Diferencia para el Consumo Energético	74

I. INTRODUCCIÓN

El constante desarrollo de la sociedad y la industria en el país trae consigo un costo medioambiental, el cual afecta de diversa manera a todos los ecosistemas, siendo los recursos hídricos los que sufren la mayor afectación debido a diversos factores como la tala indiscriminada, vertido de desechos sólidos y líquidos en los cuerpos de agua y la percolación de contaminantes en los acuíferos subterráneos.

Datos obtenidos de CNZF (2008), contabilizan que en el año 2007 existían un total de 32 parques industriales o zona francas, de los cuales el 50% de ellas se encuentran en el departamento de Managua. Con el paso del tiempo el crecimiento de la industria textil-vestuario exportadora nicaragüense tuvo un crecimiento entre el 4 y 5 por ciento por año en la demanda de la producción.

El aumento en la demanda de productos textiles trae consigo la creación de nuevos parques industriales y pymes dedicados al corte, confección y teñido de telas; esto genera el aumento circunstancial de los efluentes contaminantes productos del proceso de teñido.

Como principio ambiental, el tratamiento de las aguas, previo a su vertido en medios acuáticos naturales, consiste en la aplicación de una secuencia de operaciones unitarias, que tiene por objetivo eliminar los contaminantes del modo más económico posible.

Uno de los procesos fisicoquímicos empleados comúnmente en el tratamiento de aguas es el proceso de coagulación y floculación en el cual se emplean sustancias químicas denominadas coagulantes las cuales tienen la finalidad de desestabilizar el estado físico de sólidos suspendidos y disueltos para su posterior eliminación por sedimentación (Bernal-Martínez, Morelos, Hernández, Díaz, & Cruz, 2011).

Para llevar a cabo esta desestabilización, suceden reacciones de manera simultánea en las cuales, a partir de la sustancia química empleada como coagulante se forman complejos insolubles los que a su vez inician el proceso de floculación (Restrepo Osorno, 2009). No obstante, debido a este mecanismo de acción existen una serie de subproductos los cuales son desechados junto con los lodos residuales incrementando así el volumen de lodos producidos y por consecuencia necesitándose una capacidad superior para la línea de tratamiento de lodos.

El proceso de electrocoagulación por su parte, es un proceso que involucra la adición electrolítica de iones de metales como coagulantes directamente de un electrodo de sacrificio, estos iones actúan de manera similar a los adicionados producto de la coagulación química permitiendo la remoción de contaminantes físicos y químicos (Rahmani, 2008). Debido a que la generación del coagulante se realiza *in situ*, no existe presencia de subproductos en los lodos residuales, siendo menores a los producidos por el proceso de coagulación convencional.

Beck, Giannini, & Ramirez (1974) estudiaron el proceso de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de industrias alimenticias comparándolo con coagulación química seguido por un sistema DAF (Flotación por Aire Disuelto), dicha investigación reporta que la formación de flóculos fue rápida en ambos procesos, no obstante para el proceso de electrocoagulación la formación de flóculos fue de 2 a 3 minutos y estos fueron compactados entre 3 y 10 minutos, mientras que en el proceso de coagulación química seguida por DAF, requería entre 10 y 20 minutos.

Durante las dos últimas décadas, se han reportado trabajos en donde se utiliza el proceso para remover partículas dispersas de aceite, grasa y petróleo en el tratamiento de aguas residuales provenientes de procesos de electroplateado, textiles y en procesos de potabilización del agua misma, entre otros. Es por esto que una de las técnicas más prometedoras para el tratamiento eficiente y rápido del agua es la electrocoagulación, (Arango Ruíz, 2005).

Por lo anterior, el propósito de este estudio fue comparar la eficiencia entre la tecnología de electrocoagulación y coagulación convencional en la remoción de turbiedad, color, demanda química de oxígeno (DQO) y contenido de sólidos para aguas naturales y residuales de la industria textil; teniendo en cuenta el control de las variables operacionales como: conductividad eléctrica, intensidad de corriente y tiempo, así como el comportamiento del agua de estudio, con la finalidad de obtener los mejores datos entre ambas tecnologías y contribuir con el conocimiento para mejorar la remoción de los contaminantes presentes.

II. OBJETIVOS

A continuación, se presenta el objetivo general y los objetivos específicos que se desarrollaron en esta investigación.

Objetivo General

Comparar la eficiencia entre la electrocoagulación y la coagulación convencional en la remoción de contaminantes de aguas naturales y residuales textiles.

Objetivos Específicos

- Establecer las condiciones de operación más adecuadas a través de un diseño experimental, para el proceso de electrocoagulación empleando agua sintética, considerando las variables: Conductividad eléctrica, Intensidad de corriente y tiempo.
- Comparar las remociones medias de los contaminantes obtenidas con ambos métodos de coagulación a través de ensayos experimentales con aguas naturales y aguas residuales industriales para seleccionar que método se adecúa mejor a los distintos tipos de agua.
- Calcular el volumen de lodos y su contenido de aluminio, tomando como referencia la NTON 05 027-05 para evaluar el impacto ambiental de los lodos generados en el proceso de electrocoagulación.

III. MARCO TEÓRICO

En este capítulo se presentan los principios que rigen los distintos tipos de coagulación y los factores que inciden sobre la eficiencia de este proceso unitario, así como las principales diferencias existentes entre ambos tipos de coagulación.

3.1 Partículas Coloidales y Estabilidad Coloidal

El agua, puede contener una amplia variedad de impurezas de manera natural debido a su paso por el ciclo hidrológico o bien de origen antrópico. Dichas impurezas son tanto solubles como insolubles y afectan la calidad del agua, por lo que es necesario realizar un tratamiento previo para adecuarlos a la calidad mínima necesaria para su uso.

En dependencia de la calidad inicial del agua es probable que los tratamientos físicos convencionales sean suficientes para conseguir tal finalidad, no obstante, en la mayoría de los casos las partículas contaminantes son de un tamaño muy pequeño (10^{-3} mm – 10^{-6} mm) lo que conforma una suspensión coloidal (Cánepa de Vargas, Maldonado, Barrenechea, & Aurazo, 2004) (Figura 1).

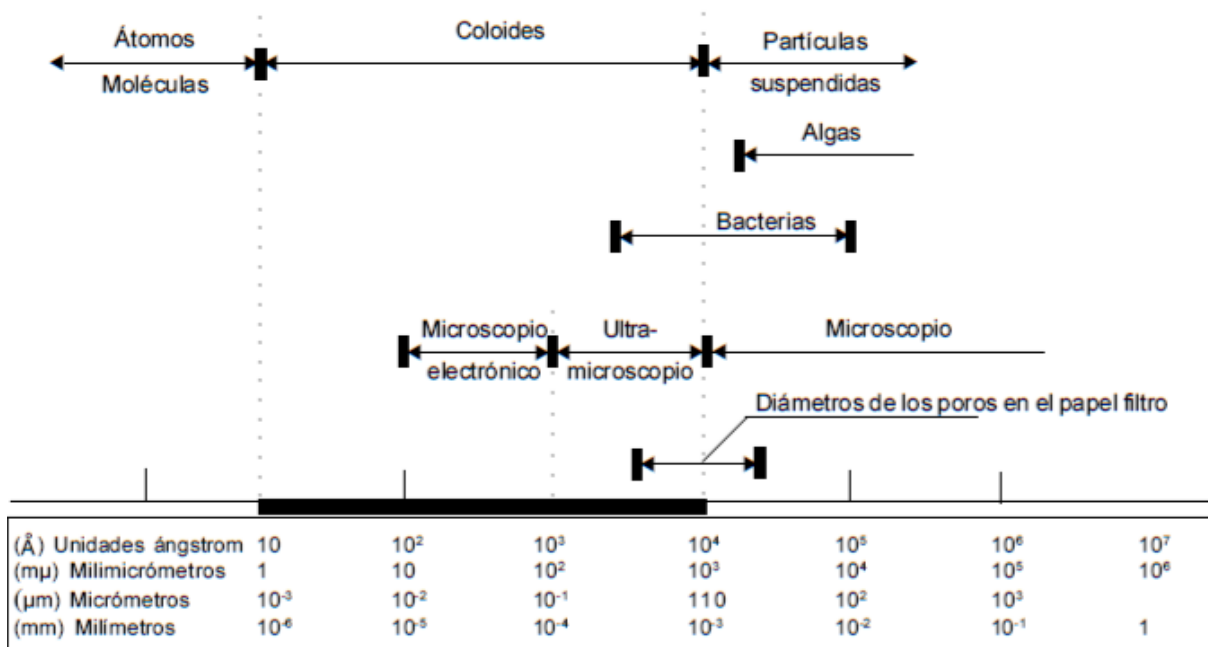


Figura 1. Distribución del Tamaño de Partículas en el Agua

Tomado de Figura 1.1 de Cánepa de Vargas, Maldonado, Barrenechea & Aurazo (2004) p. 7

Según Aguilar (2002), la estabilidad de las suspensiones coloidales se debe a las interacciones existentes entre las partículas, destacando las siguientes:

- Fuerzas de Van der Waals: Una fuerza débil de origen eléctrico, postulada por primera vez por el químico holandés Johannes Diderick van der Waals. Es un factor muy importante, pues constituye la principal fuerza atractiva entre las partículas coloidales. Estas fuerzas siempre atractivas, que decrecen rápidamente con la distancia, se deben a la interacción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas.
- Interacción eléctrica: En el agua la mayor parte de las partículas y moléculas están cargadas eléctricamente, siendo predominante las de carga negativa, el origen de esta carga puede ser diverso, siendo los factores más destacables la ionización de grupos carboxilo, hidroxilo, sulfato entre otros.

Los tratamientos físicos, por su cuenta, son insuficientes, debido a que la estabilidad de las suspensiones coloidales vuelve a la velocidad de sedimentación sumamente lenta y se necesitaría un filtro con un diámetro de poro de dimensiones extremadamente pequeños (Fernández Alba et al., 2006).

Para eliminar estas impurezas primero es necesario alterar la estabilidad de suspensión coloidal, lo cual se consigue por la adición de partículas con cargas opuestas a las presentes de manera natural en los coloides, anulando así las fuerzas de repulsión y formando conglomerados de partículas los cuales son separados fácilmente con tratamientos físicos. Este proceso es conocido como coagulación. Cánepa de Vargas et al. (2004) reportan que la coagulación es el resultado de dos fenómenos:

- El primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva.
- El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua.

3.2 Coagulación

De acuerdo a Cárdenas (2000) se denomina coagulación al proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado (Figura 2).

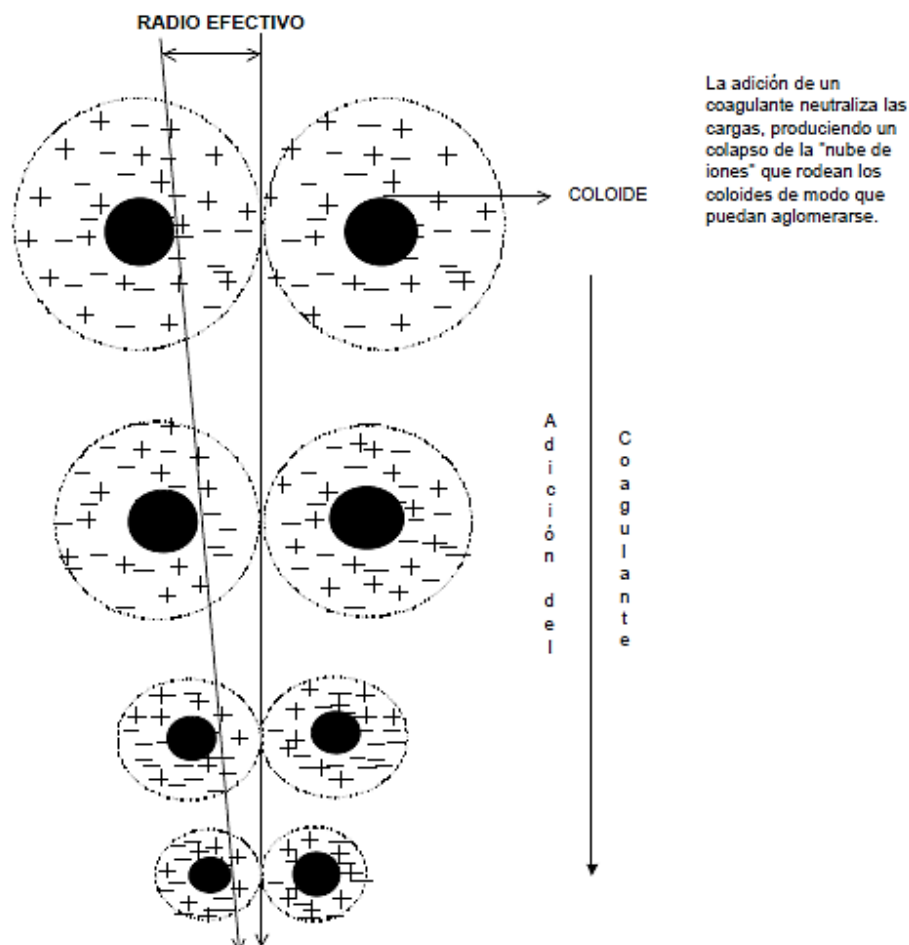


Figura 2. Mecanismo de Acción del Coagulante

Tomado de Figura 3 Cárdenas (2000) p.6

En la Figura 2 se aprecia la interacción de las sustancias químicas que anulan las cargas eléctricas de la superficie del coloide permitiendo la aglomeración de las partículas coloidales lo que resulta en la formación de flóculos.

En el tratamiento del agua tanto como potable y residual sigue siendo la coagulación el tratamiento más eficaz, aunque también representa gastos innecesarios cuando no es bien realizado.

De igual manera por su alta efectividad en la remoción de grandes cantidades de sustancias de diversas naturalezas y peso es considerado un método universal y necesario en el tratamiento de aguas residuales o potables.

El proceso de coagulación se puede realizar de diversas formas, siendo unas más eficientes y baratas que otras, pero esto está en dependencia del tratamiento necesario de realizar al efluente, es por esto que es necesario conocer cada una de las diversas formas de coagulación empleados en la actualidad, estas se presentarán en el siguiente acápite.

3.3 Técnicas de Coagulación

Las distintas técnicas de coagulación aplicadas al tratamiento de agua, tienen como objetivo principal desestabilizar las partículas coloidales que se encuentran en suspensión, para asistir la aglomeración de partículas con pequeños diámetros en otras con tamaños mayores o necesarios para facilitar la remoción por acción de un medio físico; eliminando en consecuencia las materias en suspensión estables. Según Cárdenas (2000), la coagulación no solo elimina la turbiedad sino también disminuye la presencia de la materia orgánica y microorganismos.

3.3.1 Coagulación Química

El término Coagulación Química (CQ en adelante) incluye todas las reacciones y mecanismos involucrados en la desestabilización química de las partículas y en la formación de partículas de mayor tamaño a través de la floculación pericinetica (Burton, David, & Tchobanoglous, 2003). En este tipo de coagulación se emplea un agente químico, conocido como coagulante.

3.3.1.1 Tipos de Coagulantes Químicos

Los coagulantes de origen químico son productos que al ser adicionados al agua son capaces de producir una reacción química con las sustancias y compuestos químicos presentes en el medio a tratar, cabe destacar que la característica más importante para que esto suceda es la alcalinidad del agua, pues es la que permite la formación de un precipitado voluminoso, muy absorbente, formado generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se esté utilizando en el medio de tratamiento

En los sistemas de tratamiento de aguas, tanto residuales como potables, destacan los siguientes coagulantes, los cuales son los más utilizados para desestabilizar las partículas y producir el floculo o núcleo mayor. (Fernández Alba et al., 2006)

- Sulfato de Aluminio
- Aluminato de Sodio
- Cloruro de Aluminio
- Cloruro Férrico
- Sulfato Férrico
- Sulfato Ferroso
- Polielectrolitos (Como ayudantes de floculación)

De la diversidad de agentes coagulantes, los más utilizados suelen ser las sales de aluminio y de hierro; dado que al adicionarse al agua dichas sales producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; las especies reactantes consumen parte de la alcalinidad del agua dando origen a la formación de hidróxidos de aluminio o hierro que son insolubles y forman los precipitados más estables.

Massol (2002), define a la alcalinidad como la capacidad del agua para neutralizar ácidos o aceptar protones. El método de análisis es utilizado en la determinación del contenido de bicarbonatos (HCO_3^-); carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos de un agua natural o tratada. De igual manera la alcalinidad está relacionada directamente con el pH del agua.

Teniendo en consideración un sistema de tratamiento común (hierro y aluminio), que reaccione con la alcalinidad del agua, se indican las reacciones químicas que suceden durante el proceso de CQ a como se muestra en la Figura 3.

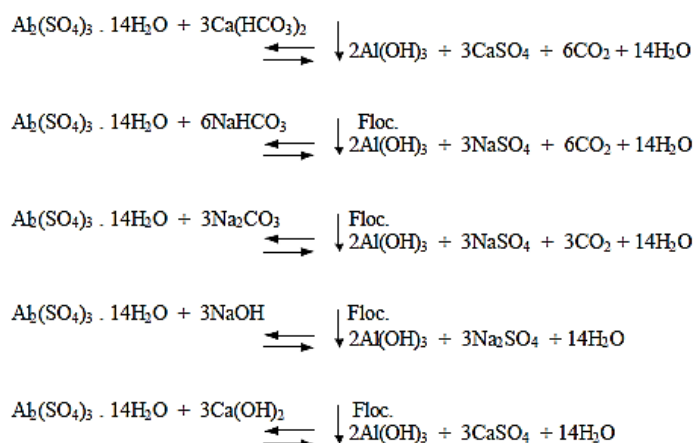


Figura 3. Reacción del Sulfato de Aluminio con la Alcalinidad

Tomado de Figura 8 Cárdenas (2000) p.11

3.3.1.2 Variables que Afectan el Proceso de Coagulación Química

El proceso de CQ se ve influenciado por diversas variables tales como: calidad inicial del agua natural, temperatura y dosis de coagulante. A continuación, se discutirá brevemente cada una de ellas.

a. Calidad inicial del agua: Refiriéndose específicamente a la concentración de coloides, pH y alcalinidad. Para que la reacción del coagulante con el agua forme las especies químicas deseadas para la coagulación y posterior floculación, es necesario que el agua cuente con cierto contenido de alcalinidad, tal como se aprecia en la Figura 3, no obstante, el producto formado mayoritariamente está regido por el pH del agua natural, debido a la dependencia con la solubilidad.

Finalmente, aunque las reacciones del coagulante se lleven a cabo en condiciones óptimas, sin una adecuada concentración de coloides que sirvan como núcleos, la formación de los flocs sería escasa. Cánepa de Vargas et al. (2004), describe cuatro situaciones:

- ***Alta concentración de coloides y alcalinidad baja***

Es el sistema más fácil de tratar, ya que solo se debe determinar un parámetro químico: la dosis óptima de coagulante. La desestabilización se realiza por medio de la adsorción de especies hidrolíticas con carga positiva, que se producen instantáneamente con niveles de pH ácidos (pH 4 a 6, dependiendo del coagulante).

- ***Alta concentración de coloides y alcalinidad alta***

En este caso, la desestabilización se realiza nuevamente por medio de adsorción y neutralización de la carga con niveles de pH neutros o ácidos. La neutralización de la carga es más fácil, debido a que el pH permanece generalmente en la región neutral, donde los polímeros de hidróxidos metálicos no tienen carga muy alta.

- ***Baja concentración de coloides y alcalinidad alta***

La coagulación se realiza en este caso con una dosis de coagulantes relativamente alta para capturar las partículas coloidales. Como alternativa, se puede agregar arcilla o bentonita, para aumentar la concentración coloidal y el contacto interparticular. La desestabilización se realizaría, en este caso, mediante la adsorción y la neutralización de la carga.

- **Baja concentración coloidal y alcalinidad baja**

En estos sistemas la coagulación es más difícil. La coagulación por medio de captura se dificulta, ya que el pH disminuye al agregar el coagulante y no permite la formación de hidróxidos. Asimismo, la coagulación por medio de adsorción también es difícil, ya que la concentración coloidal es demasiado baja para permitir el contacto interparticular. Para realizar una coagulación efectiva, deberá agregarse alcalinidad adicional y/o bentonita o preferentemente arcilla.

b. Temperatura: Tiene cierto efecto sobre el proceso, no obstante, dichas afectaciones son más apreciables en zonas de climas muy marcados especialmente en aquellas en donde se alcanzan temperaturas de congelación. Siendo que no se aplica al contexto nacional, no se profundizará mucho en el tema. Como se cita en Cánepa de Vargas et al. (2004) p. 215 Cahill y Fitz Patrick analizaron la influencia de este factor operando plantas en distintos intervalos de temperatura de 0°C a 10°C y de 10°C a 40°C.

En el primer caso, la viscosidad y el pH eran mecanismos predominantes a medida que la temperatura se aproximaba a los 0°C y la remoción de la turbiedad se dificultaba debido a que la viscosidad del agua se incrementa al disminuir la temperatura, y siendo esta inversamente proporcional a la agitación pericinetica de las partículas, el fenómeno de transporte también disminuye. El porcentaje de remoción disminuye porque la floculación ortocinética sola (agitación exterior de la masa de agua) no es capaz de conseguir la aglomeración de las partículas pequeñas.

En el segundo caso la eficiencia era cada vez mejor al aumentar la temperatura porque se incrementaba la tasa de colisiones entre las partículas. Dentro de este rango, son importantes la turbiedad y la alcalinidad.

c. Dosis de coagulante: Técnicamente la cantidad de coagulante necesario para desestabilizar las partículas coloidales no puede ser calculado de manera estequiométrica, su determinación se realiza de manera experimental en el laboratorio mediante una prueba de jarras.

La prueba de jarras consiste en la adición de diferentes dosis de coagulante en una serie de beaker conteniendo agua con una turbiedad igual. Una vez que han sucedido los fenómenos de coagulación, floculación y sedimentación; se construye una curva que relacione la dosis de coagulante empleada y la turbiedad removida a partir de los datos experimentales.

Con la curva construida a partir de los datos se selecciona la primera dosis en la que se obtenga una mayor remoción de turbiedad, sin esta prueba la dosis de coagulante podría ser insuficiente (formación pobre de flóculos) o excesiva (reestabilización de las partículas coloidales).

3.3.2 Electrocoagulación

La electrocoagulación (EC en adelante) es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos encargados de aportar los iones desestabilizadores de partículas coloidales que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional (Rahmani, 2008).

3.3.2.1 Funcionamiento del Método

Para llevar a cabo el proceso de EC, se necesita de un reactor electroquímico, el cual se compone básicamente de un depósito, en el que se sumergen los dos electrodos (el ánodo o electrodo de trabajo, y el cátodo o electrodo inerte), y de una fuente de alimentación a la que se conectan los electrodos.

Al establecerse una diferencia de potencial entre los electrodos de la celda, comienzan los procesos de reducción en el cátodo (generalmente, conversión de los protones del agua en hidrógeno), y los de oxidación en el ánodo (generándose el ion Al^{3+} si el ánodo es de aluminio, o el Fe^{3+} si el ánodo es de hierro) (Piña-Soberanis et al., 2011).

Estos iones de aluminio o hierro se hidratan rápidamente. A continuación, ocurren una serie de etapas interrelacionadas en las que se forman tanto hidróxidos insolubles del metal, sobre los que quedan retenidos los contaminantes, como hidroxocomplejos cargados, positiva o negativamente, que permiten la coagulación por neutralización de cargas (Figura 4).

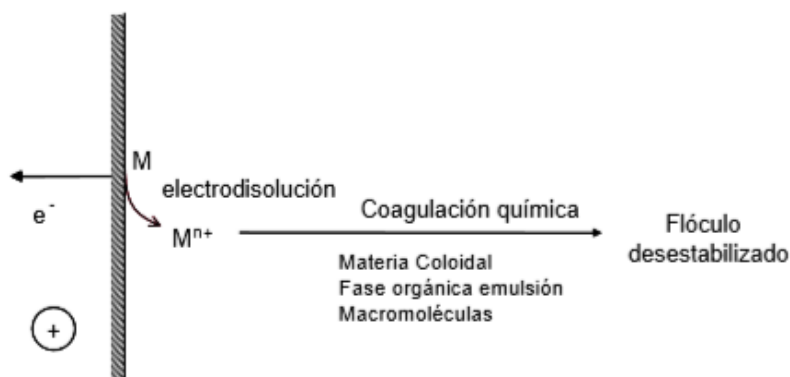
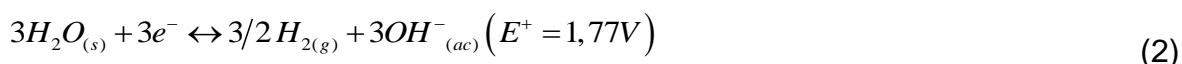


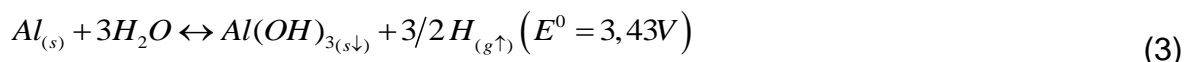
Figura 4. Electrodisolución de un Metal en el Proceso de Electrocoagulación

Tomado de Figura 2.6 Martínez (2007) p. 26

Las Ecuaciones 1 y 2 describen las semirreacciones que suceden en el ánodo y en el cátodo respectivamente (Adhoum, Monser, Bellakhal, & Belgaied, 2004).



La suma de ambas semirreacciones da como resultado la reacción total en un reactor de EC, Ecuación 3.



El potencial de la célula en la Ecuación 3 se calcula por diferencia de potenciales estándares entre el cátodo y el ánodo. Dado que $E^0 > 0$ entonces $\Delta G < 0$ lo que se traduce en que la reacción sucede de manera espontánea (Engel et al., 2007), (Albarrán-Zavala, 2008).

3.3.2.2 Variables que Afectan el Proceso de Electrocoagulación

De la misma manera que en la CQ, el proceso de EC se ve influenciado por variables como la temperatura y la calidad inicial del agua natural, no obstante, al tratarse de una técnica derivada de dos ramas de la ciencia, también se presentan otras variables como la densidad de corriente y la conductividad.

a. Densidad de corriente (A/m^2): Definida como el cociente de la intensidad de corriente sobre el área de sección transversal es el único parámetro operacional que puede ser controlado directamente, esta determina la dosis de coagulante generado en el ánodo y la liberación de gas en el cátodo (Liu, Zhao, & Qu, 2010). La cantidad de metal generado como coagulante puede derivarse de la Ley de Faraday de la electrólisis:

$$w = \frac{j t M}{n F} \quad (4)$$

Siendo:

w es la cantidad de metal generado por unidad de área (g/cm^2)

j es la densidad de corriente (A/cm^2)

t es el tiempo (s)

M es el peso molecular del metal (g/mol)

n es el número de electrones intercambiados en la reacción oxidación-reducción

F es la constante de Faraday (96 500 C/mol)

O con su expresión reducida:

$$m = c \cdot I \cdot t \quad (5)$$

Para expresar la Ecuación 5 en (mg/L) es necesario dividir sobre el volumen del agua a tratar. Así pues, reordenando:

$$m = \frac{c \cdot I \cdot t}{V} \quad (6)$$

Donde:

m es la dosis de metal adicionado (mg/L)

c es el equivalente electroquímico (mg/A-s)

I es la intensidad de corriente (A)

t es el tiempo (s)

V es el volumen de agua a tratar (L)

El equivalente electroquímico representa la masa liberada por electrólisis y depende del tipo de metal. La Tabla 1 muestra los equivalentes electroquímicos para algunos metales.

Tabla 1. Equivalentes Electroquímicos de algunos Metales

Metal	$c \left(\frac{mg}{A \cdot s} \right)$
Plata	1,118
Plomo	1,074
Oro	0,681
Zinc	0,339
Cobre	0,329
Hierro	0,289
Aluminio	0,093

Fuente: Hübscher, 1991

Con el resultado obtenido con la Ecuación 6 y la reacción general expresada en la Ecuación 3, es posible efectuar los cálculos estequiométricos para conocer la cantidad de coagulante generado como $Al(OH)_3$

A partir de las Ecuaciones 4 y 6 puede decirse que a mayor intensidad de corriente¹, se obtendrá una mejor eficiencia en la aplicación de las dosis de coagulante, no obstante según Chen (2004), un incremento desmesurado en la intensidad de corriente trae consigo la transformación de la energía eléctrica a energía calórica debido al efecto Joule, lo que se traduce en pérdidas energéticas y por consiguiente desaprovechamiento de recursos. Así pues, se sugiere emplear una intensidad de corriente de 20 A a 25 A, por cada metro cuadrado de electrodo.

b. Conductividad eléctrica ($\mu S/m$): En analogía con la conductividad térmica, indica la capacidad que tiene un cuerpo para transmitir corriente. En el caso de ser baja, la eficiencia del proceso disminuirá, siendo necesaria una mayor cantidad de voltaje para mantener la intensidad de corriente deseada. No obstante, se incrementarán los costos debido al excesivo consumo energético (Liu et al., 2010).

¹ Esta variable se encuentra implícita dentro de la densidad de corriente, de modo que es posible generalizar para efectos de análisis.

La conductividad eléctrica puede incrementarse con la adición de un electrolito, por ejemplo, NaCl o CaCl₂. Además según Chen (2004), la presencia de iones cloruros pueden reducir la pasivación de los electrodos, la cual no es más que la formación de una capa de óxido responsable de inhibir la transferencia de electrones, limitando así, la adición de coagulante a la solución Ecuaciones 7 y 8.



c. Temperatura (°C): Restrepo, Arango, & Garcés (2006), señalan que la eficiencia del proceso se ve mejorada cuando se alcanza la temperatura de 60°C debido al incremento de la actividad se destruye la capa de óxido formada sobre los electrodos. Más allá de este punto la eficiencia empieza a reducirse, debido a la contracción de los poros del precipitado, lo que conduce a la formación de flóculo más pequeños los cuales tienden a depositarse sobre la superficie de los electrodos.

d. pH: En el proceso de CQ el pH influye sobre la solubilidad de las especies químicas formadas producto de las reacciones del coagulante con el agua. En el caso de la EC no hay diferencia significativa en este punto, el producto mayoritario sigue siendo dependencia del pH.

El pH puede influir directamente en el proceso, específicamente sobre la conductividad del agua, ya que el pH es una medida de la concentración de iones hidronios (e implícitamente iones hidroxilos) y dichos iones son capaces de transportar corriente eléctrica. Por consiguiente, es fácil deducir que en condiciones ácidas o alcalinas se obtendrán mejores resultados tanto en la remoción de contaminantes como en un menor consumo energético (Chen, 2004).

3.3.2.3 Costos Energéticos Asociados al Proceso de Electrocoagulación

Una de las principales desventajas del proceso de EC está asociado al consumo energético necesario para dosificar el coagulante. Según Daneshvar, Oladegaragoze, & Djafarzadeh (2006), el consumo específico de energía eléctrica² para el proceso de EC puede calcularse a partir de la siguiente expresión.

² Del inglés *specific electrical energy consumption*

$$Seec = \frac{nFU}{3,6 \cdot 10^3 M \varphi} \quad (9)$$

Donde:

Seec es el consumo específico de energía eléctrica (KW-h/KgAl)

n es el número de electrones intercambiados en la reacción electroquímica

F es la constante de Faraday (96 500 C/mol)

U es el potencial aplicado en la celda (V)

M es el peso molecular del metal (g/mol)

φ es la eficiencia de corriente del proceso (%)

La eficiencia de corriente puede calcularse a partir de la siguiente expresión:

$$\varphi = \frac{w_{real}}{w_{teórico}} * 100 \quad (10)$$

Siendo:

w_{real} es la cantidad real de metal generado como coagulante (mg)

$w_{teórico}$ es la cantidad teórica de metal generado como coagulante (mg)

El valor para $w_{teórico}$, puede ser calculado a partir de La Ley de Faraday para la electrólisis mientras que el valor para w_{real} puede ser estimado a partir de la comparación entre las masas de los electrodos antes y después de los experimentos de EC.

El valor de la eficiencia de corriente está relacionado a la densidad de corriente aplicada, puesto que al incrementar esta última fuera de valores recomendados puede evidenciarse el efecto Joule perdiéndose energía en forma de calor. La Tabla 2 recopila datos experimentales de la eficiencia de corriente a distintas densidades de corriente.

Tabla 2. Influencia de la Densidad de Corriente en la Eficiencia de Corriente

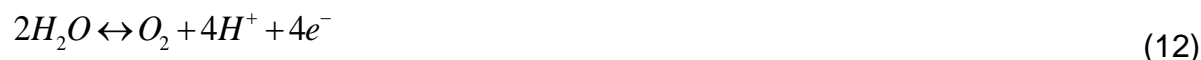
Densidad de Corriente (A/m ²)	Eficiencia de corriente (%)
20	137,6
30	138,2
50	114,8
60	106,3
80	103,4

Fuente: Daneshvar et al., 2006. Jiang, Graham, André, Kelsall, & Brandon, 2002

3.3.2.4 Procesos Secundarios durante la Electrocoagulación

Además de la generación in situ de coagulante, en una unidad de EC suceden otros procesos de especial interés, no obstante, debido a alcance de esta investigación únicamente se hará mención de ellos.

a. Efecto desinfectante: Si el potencial en el ánodo es lo suficientemente alto, puede darse lugar a reacciones secundarias tales como la oxidación de compuestos orgánicos y H₂O o iones cloruros presentes en el agua Ecuaciones 11 y 12 (Adhoum et al., 2004).



El cloro al estar en contacto con el agua (en intervalos bajos de pH 3 – 4) puede reaccionar para producir ácido hipocloroso, conocido por su potente efecto desinfectante. El ácido hipocloroso se disocia a su vez en iones H⁺ y OCl⁻, formando con este último el denominado cloro activo libre Ecuaciones 13 y 14 (Cánepa de Vargas et al., 2004).



La fracción de ion hipoclorito producida depende del pH del agua, tal como se aprecia en la Figura 5.

b. Electroflotación: La electroflotación es un proceso simple en el cual los agentes contaminantes con una densidad menor a la del agua son empujados hacia la superficie por las burbujas de gases generadas debido a la electrólisis del agua. Por lo tanto, las reacciones electroquímicas en el cátodo y el ánodo son las responsables de la generación del hidrógeno y del oxígeno, respectivamente (Chen, 2004).

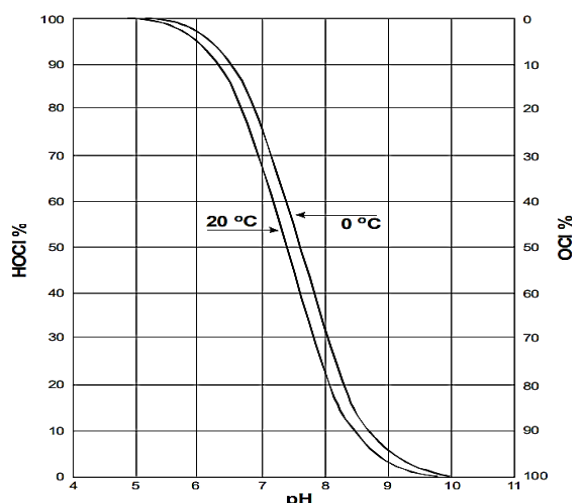


Figura 5. Cantidades Relativas de HOCl y OCl⁻ en Diferentes Valores de pH

Tomado de Figura 10-5 Cánepa de Vargas et al. (2004) Tomo II p.175.

3.4 Comparación entre Coagulación Química y Electrocoagulación

Si bien es cierto que ambas técnicas de coagulación persiguen el mismo fin, el cual es desestabilizar las partículas coloidales para su posterior floculación y sedimentación, los principios en los que se fundamentan y el mecanismo por el cual se lleva a cabo son distintos, lo cual conlleva a definir ciertas ventajas y desventajas entre cada uno de ellos. Chen (2004) y Liu et al. (2010) mencionan las siguientes:

Ventajas:

- En la CQ, se necesita cierto contenido de alcalinidad para que se lleve a cabo la reacción, además el pH es una variable extremadamente influyente siendo que el rango efectivo se encuentra entre 6 – 7. Por su parte la EC no requiere de alcalinidad para la generación del coagulante y presenta un rango efectivo de pH mucho más amplio 4 – 9.

- Los flóculos formados por EC son similares a los de CQ, no obstante, los primeros tienden a ser mucho más grandes, contienen menos agua y son más estables.
- Los lodos formados por EC son fácilmente sedimentables y fácil de desecar debido a que están compuestos principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos.
- Se evita el uso de químicos en el proceso de EC. No es necesario neutralizar el exceso de químicos y contaminantes secundarios causados por la adición de sustancias químicas.
- El proceso de EC requiere equipos simples y es de fácil operación.

Desventajas:

- El electrodo de sacrificio es disuelto en el agua a tratar como resultado de la oxidación y es necesario reemplazarlo regularmente. La pasivación de los electrodos limita su implementación.
- El uso de electricidad puede ser costoso según la ubicación territorial.
- Se requiere una conductividad alta en el agua a tratar.

3.5 Calidad del Agua

La calidad del agua está dada por las características físicas, químicas y biológicas que ésta presenta. El análisis de los minerales disueltos, número de bacterias, pH y temperatura entre otros, determinan si una fuente de agua es recomendable para un uso particular.

Es importante anotar que la evaluación de la calidad del agua se realiza usando técnicas analíticas adecuadas para cada caso. Para que los resultados de estas determinaciones sean representativos, es necesario dar mucha importancia a los procesos de muestreo y a las unidades y terminología empleadas (Cánepa de Vargas et al., 2004).

La calidad de las aguas se ve afectada en alguna medida por procesos naturales. Por ejemplo, al evaporarse el agua de un lago los minerales disueltos en éste quedarán de forma más concentrada en el agua remanente; o bien, el agua de la lluvia puede arrastrar consigo materiales orgánicos, arena u otros sedimentos hacia los ríos aumentando la turbiedad de los mismos.

Sin embargo, cada vez en mayor medida es la actividad humana la que influye negativamente en la calidad de las aguas naturales, a través de la agricultura y los diferentes procesos industriales. Un ejemplo de ello el uso de fertilizantes con altos contenidos de fósforo y nitrógeno, esto por acción de las corrientes provenientes de lluvias, disuelven y arrastran los restos de fertilizantes hacia los lagos, donde propician el desarrollo de algas, las cuales disminuyen la concentración de oxígeno en el agua y dificulta así la supervivencia de peces y otros organismos (Herrera, 2006).

Adicionalmente, las fuentes naturales de agua son contaminadas con bacterias, virus y otros patógenos provenientes de descargas de aguas servidas, fugas de tanques asépticos y de desechos animales.

A continuación, se tratan en detalle las principales características fisicoquímicas y biológicas que definen la calidad del agua, el origen de los constituyentes, su importancia en la salud y su relación con los principales procesos de tratamiento.

3.5.1 Características Físicas

Denominadas así ya que su percepción puede realizarse directamente por los sentidos, tienen una incidencia directa sobre las condiciones estéticas y de aceptabilidad del agua. Se consideran las más representativas:

Turbiedad: La turbiedad es la manifestación de la propiedad óptica que hace que los rayos luminosos se dispersen y se absorban en lugar de que se transmitan sin alteración a través de una muestra (Severiche, Castillo, & Acevedo, 2013), la alteración del nivel de la misma en el agua es originada principalmente a causa de la presencia de material suspendido y coloidal, ejemplos de esto son la arcilla, materia orgánica e inorgánica, plancton y otros organismos microscópicos.

Más allá de afectar las propiedades organolépticas del agua, no se han registrado efectos adversos sobre la salud. No obstante, según Castro de Esparza (1987), las partículas causantes de la turbiedad reducen la eficiencia del proceso de eliminación de microorganismos patógenos por acción de agentes químicos como el cloro, al proteger físicamente del contacto directo con el desinfectante.

La medición de la turbiedad se realiza empleando el método nefelométrico, el cual se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas, con la intensidad de la luz de una solución patrón de referencia en las mismas condiciones. La unidad de medida de turbiedad ofrecida por turbidímetros es Unidades Nefelométricas de Turbiedad UNT.

Sólidos Totales: Hace referencia a materia suspendida y disuelta en un medio acuoso medido en mg/L comprenden sólidos en solución verdadera y sólidos en estado coloidal, no retenidos en la filtración, ambos con partículas inferiores a un micrómetro (Cánepa de Vargas et al., 2004). Una alta concentración de los mismos puede afectar adversamente la calidad del agua en varias formas. Particularmente para el agua de consumo humano con gran cantidad de sólidos disueltos, generalmente poseen un sabor desagradable además de inducir reacciones fisiológicas adversas en el consumidor.

Color: El color en el agua resulta de la presencia en solución de diferentes sustancias como iones metálicos naturales, humus y materia orgánica disuelta (Cánepa de Vargas et al., 2004). La expresión color se debe considerar que define el concepto de “color verdadero”, esto es, el color del agua de la cual se ha eliminado la turbiedad.

El término “color aparente” engloba no sólo el color debido a sustancias disueltas sino también a las materias en suspensión y se determina en la muestra original sin filtrarla o centrifugarla (Severiche et al., 2013). Esta contribución puede resultar importante en algunas aguas residuales industriales, casos en que ambos colores deben ser determinados.

Temperatura: La temperatura del agua tiene gran importancia en el desarrollo de los procesos que en ella se realizan, influye en el retardo o aceleración de la actividad biológica, un aumento modifica la solubilidad de las sustancias aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases (Jiménez, 2000), además de interferir en el tratamiento de la misma, (precipitación de compuestos, formación de depósitos, floculación, sedimentación, desinfección) (Cánepa de Vargas et al., 2004).

3.5.2 Características Químicas

El agua, como solvente universal, puede contener cualquier elemento de la tabla periódica. Sin embargo, pocos son los elementos significativos para el tratamiento del agua natural con fines de consumo o los que tienen efectos en la salud del consumidor.

pH: El potencial de Hidrógeno (pH) es un parámetro que cuantifica la concentración de iones hidronio presentes en el agua. El pH del agua normalmente tiene un valor de 7 (neutro), no obstante, una alteración del mismo por debajo de 7 son aguas ácidas y la corrosión se ve favorecida en caso de contacto con superficies metálicas.

En el caso contrario se encuentran las aguas básicas, con un pH superior a 7 en donde la precipitación de sales insolubles se ve favorecida (Jiménez, 2000). Aunque es posible afirmar que no tiene efectos directos sobre la salud, sí que puede influir en los procesos de tratamiento de agua como son la coagulación y la desinfección (Cánepa de Vargas et al., 2004).

Alcalinidad: Es una propiedad del agua que le permite neutralizar ácidos, se debe a la presencia de iones carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, aunque algunas sales de ácidos débiles como boratos, silicatos, nitratos y fosfatos pueden contribuir a la alcalinidad en caso de estar presentes (Severiche et al., 2013).

El origen de los iones responsables de la alcalinidad proviene principalmente del desgaste y disolución de rocas que contienen carbonatos, tales como la piedra caliza. El dióxido de carbono disuelto en el agua reacciona con la misma, produciendo pequeñas cantidades de ácido carbónico el cual disuelve las rocas de carbonato, Figura 6.

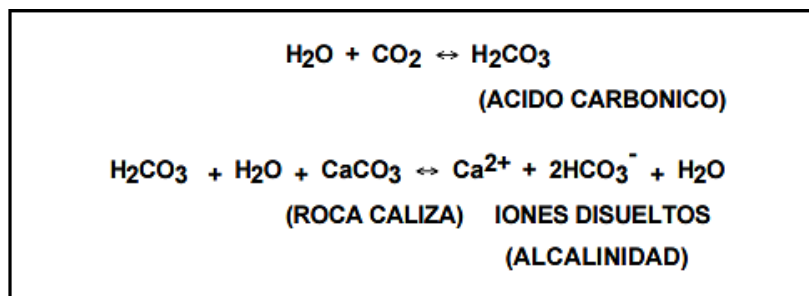


Figura 6. Origen de los Iones Responsables de la Alcalinidad

Tomado de Figura 4 Massol (2002) p.6

La alcalinidad representa el principal sistema amortiguador frente a las alteraciones del pH, por ejemplo, en el caso de descargas industriales en un cuerpo de agua; también supone una fuente de reserva de dióxido de carbono para la fotosíntesis, por lo que está ligada a la productividad de los cuerpos de agua (Massol, 2002).

Conductividad: Es una medida de la capacidad de una solución para transportar corriente eléctrica, dicha capacidad depende enteramente de la cantidad de iones disueltos presentes, de modo que si se hablase de agua “pura” en el sentido estricto de la palabra la conductividad de la misma sería cero (Jiménez, 2000). Estos iones provienen principalmente de los ácidos y sales de la solución de fuente. Entre más concentrado de solución de fuente sea añadido al agua, el número de iones se incrementa, junto con la conductividad.

La presencia natural o por acción humana de algunos electrolitos en el agua tales como NaCl o CaCl₂ genera un aumento en la conductividad del agua residual o potable.

Adicionalmente se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO₃⁻ y SO₄⁻, pues la presencia de iones carbonatos o sulfatos pueden conducir a la precipitación de Ca²⁺ y Mg²⁺ en el tratamiento por medio de EC, lo que a su vez produce una capa insoluble depositada sobre los electrodos que aumentaría el potencial entre éstos, decreciendo así la eficiencia de la corriente (Ruíz & Garcés, 2009).

Demanda Química de Oxígeno DQO: En términos de contaminación acuática, la Demanda Química de Oxígeno, DQO, es un análisis de laboratorio que permite determinar químicamente la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar la materia orgánica presente en una muestra de agua residual.

Correlativamente, mediante la determinación del Nitrógeno total, Nt, se conoce la proporción presente de este elemento para ajustar la relación C/N, la cual permite el desempeño óptimo de sistemas biológicos de tratamiento (Lequerica, Vallés, Flors, & Madarro, 1980). Lo anterior se traduce en un indicador para el aprovechamiento de este elemento después de su tratamiento.

3.5.3 Características Biológicas

Los cuerpos de agua, principalmente los superficiales, están expuestos a una amplia gama de factores que pueden alterar su calidad biológica, de modo que implican un riesgo de transmisión de enfermedades hídricas.

Los agentes patógenos involucrados con la transmisión por esta vía son las bacterias, virus y protozoos, helmintos y cyanobacterias, que pueden causar enfermedades con diferentes niveles de gravedad, desde una gastroenteritis simple hasta serios y a veces fatales cuadros de diarrea, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea.

Los agentes patógenos y los organismos productores de toxinas que pueden estar presentes en aguas superficiales se aprecian en la Tabla 3.

De todos los organismos comprendidos en la tabla, se le da un especial enfoque a la bacteria *E. coli*, debido a una serie de particularidades que hace más fácil la determinación de contaminación por microorganismos patógenos, De Zumaeta (2004) destaca el alto número de bacterias eliminadas por un individuo enfermo, 10^8 bacterias por gramo de heces, el tiempo de supervivencia en el agua, hasta 90 días y la dosis infectiva, comprendida entre $10^2 - 10^9$ bacterias.

Debido a lo antes dicho se destaca que, aunque otros microorganismos ya no se encuentren en muestras de agua natural, altas concentraciones de *E. coli* evidencian la contaminación por heces de seres humanos y animales de sangre caliente.

Tabla 3. Agentes Patógenos y Organismos Productores de Toxinas

Agentes	Organismos
Bacterias	<i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella</i> , <i>Shigella</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> .
Virus	<i>Enterovirus</i> , <i>Rotavirus</i> , <i>Adenovirus</i> .
Protozoos	<i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Balantidium coli</i> .
Helmintos	<i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> , <i>Taenia</i> .
Cyanobacterias	<i>Anabaena</i> , <i>Microcystis</i> .

Fuente: De Zumaeta, 2004

3.6 Caracterización Fisicoquímica del Agua de Estudio

La importancia de la caracterización fisicoquímica del agua a estudiar radica en el conocimiento y la obtención de datos necesarios para llevar a cabo el estudio y aplicación de los métodos pertinentes de tratamiento de los afluentes.

La caracterización suele realizarse en laboratorios especializados en calidad de agua con el fin de conocer los distintos componentes físicos y químicos presentes en el agua. Los resultados obtenidos en el análisis plantean las bases en el estudio para el empleo de las técnicas y tratamientos necesarios para llevar a cabo el tratamiento del agua, con la finalidad de obtener agua dentro de los parámetros de calidad que dicta la ley.

El tratamiento del agua estará estrechamente relacionado con la caracterización del medio, puesto que en el caso del agua natural y residual sus parámetros difieren ampliamente. En este caso para complementar el estudio, se proponen caracterizaciones para agua natural y residual de la industria textil.

3.6.1 Caracterización Fisicoquímica del Agua Natural

El agua natural es el agua en estado natural en el ambiente, esta no posee tratamiento previo y comúnmente está destinada para la potabilización y el abastecimiento a la población, esta suele estar presente a nivel superficial (ríos, lagos) o a nivel subterráneo.

En Nicaragua el mayor acuífero con agua natural apta para la potabilización es el lago Cocibolca, este lago posee la capacidad de abastecer de agua dulce a los pobladores aledaños, sin embargo, es también uno de los principales destinos turísticos del país, por lo que la calidad de sus aguas no es la adecuada para el consumo directo (María Virginia Orozco Picado, 2017).

La caracterización del recurso reportó los siguientes datos, los cuales se tomarán como referencia para el estudio dentro de la investigación bibliográfica.

Tabla 4. Caracterización del Agua Natural del Lago Cocibolca

Parámetros	Unidades	Valor
Temperatura	°C	26
pH	-	7,76
Cloro libre	mg/L	0,08
Cloro total	mg/L	0,30
Turbiedad	NTU	19,00
Color verdadero	UPC	9,00
Color aparente	UPC	186,50
Bromuro	mg/L	0,15
Conductividad	µS/cm	286,15
STD	mg/L	141,00

Fuente: María Virginia Orozco Picado, 2017

3.6.2 Caracterización Fisicoquímica del Agua Residual Textil

Según Blanco Jurado (2009) la caracterización del Agua Residual Industrial, ARI de la etapa de degradación de materia orgánica, obtiene resultados que establecen las características típicas de este tipo de efluente y permiten tomar decisiones en cuanto a la efectividad del proceso de degradación y la remoción de los contaminantes presentes en el efluente.

El objetivo de realizar la caracterización se basa en llevar a cabo estudios enfocados a establecer el valor de algunos parámetros de operación del sistema de EC y CQ, y así con los valores de estos parámetros como marco de referencia, llevar a cabo un diseño experimental.

A continuación, en la Tabla 5 se muestran los parámetros y contaminantes presentes para una muestra de agua residual de la industria textil.

Tabla 5. Caracterización del Agua Residual Textil

Parámetros	Unidades	Valor
Generales		
Demanda Química de Oxígeno	mg O ₂ /L	1500 - 2750
Demanda Biológica de Oxígeno	mg O ₂ /L	750 - 950
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	35,05 – 90,48
Turbiedad	NTU	55 - 85
Oxígeno Disuelto	mg O ₂ /L	0
Conductividad	μS/cm	3950 - 5200
Coliformes	(UFC – 100 ml ⁻¹)	8000
pH	-	7,19 – 7,53
Índice de Color	(Cm ⁻¹)	1,3 – 2,5
Compuestos de Nitrógeno		
Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	25 - 60
Iones		
Dureza (Ca-Mg ⁺)	mg/L	500
Cloruros (Cl ⁻)	mg Cl ⁻ /L	860 – 1250
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	mg SO ₄ ²⁻ /L	250 – 300
Metales y Metaloides		
Cromo Total (Cr)	g/L	0,057
Hierro (Fe)	g/L	0,034
Níquel (Ni)	g/L	< 0,01
Cobalto (Co)	g/L	0,003
Estaño (Sn)	g/L	0,586
Cadmio (Cd)	g/L	< 0,01
Plomo (Pb)	g/L	< 0,01

Fuente: Blanco Jurado, 2009

3.7 Evaluación de Impacto Ambiental

Un impacto ambiental está definido como la alteración de la calidad del medio ambiente producto de las actividades humanas, siendo necesario diferenciarlo de un efecto ambiental el cual es la alteración de la calidad del medio ambiente debido a las variaciones naturales producidas por las estaciones del año o por algunas perturbaciones cíclicas tales como incendios o terremotos (Salvador, Alcaide, Sánchez, & Salvador, 2005)

Así pues, el incremento del grado de acidez en un cuerpo receptor de agua debido a la lluvia ácida en una zona con alta actividad volcánica, no tiene nada que ver con las actividades humanas y por tanto no es considerado dentro de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), caso contrario para la alteración del grado de acidez producto del vertido de efluentes de aguas residuales domésticas o industriales.

Además del origen de dicho cambio ambiental es necesario realizar una valoración para definirla como positiva o negativa, según Salvador et al. (2005) es necesario al menos de dos factores: el cambio producido en el factor ambiental estudiado (magnitud) y el valor que tiene este cambio con respecto a la calidad de los elementos ambientales estudiados.

Retomando el ejemplo anterior, el incremento en el grado de acidez no es una valoración del impacto, en dependencia de la alcalinidad algunos cuerpos de agua tendrán una mejor o peor capacidad de amortiguar los cambios en el pH. El verdadero impacto ambiental sería la disminución de formas de vida acuática, debido a alteraciones en sus ciclos reproductivos, lo que a su vez simplifica la cadena alimenticia pudiendo afectar a depredadores que se alimentaban de dichas especies (Enger & Smith, 2006).

Finalmente es importante destacar que un efecto no suele repercutir únicamente sobre un elemento ambiental o en una sola variable, sino que lo afectará a otros factores ambientales

El término Evaluación de Impacto Ambiental se utiliza para describir los impactos ambientales resultantes de los proyectos de ingeniería de obras o actividades humanas de cualquier tipo, incluyendo tanto los impactos causados por los procesos productivos, como los productos de esa actividad, así pues bajo esta definición tienen cabida las siguientes actividades (Sánchez, 2002).

- Previsión de los impactos potenciales que un determinado proyecto de ingeniería podría causar, en caso de ser implantado.
- Estudio de las alteraciones ambientales ocurridas en una determinada región o determinado lugar, como consecuencia de una actividad individual, o una serie de actividades humanas pasadas o presentes.

- Identificación e interpretación de los aspectos e impactos ambientales resultantes de las actividades de una organización, en los términos de las normas técnicas de la serie ISO 14 000.
- Análisis de los impactos ambientales resultantes del proceso de producción, de la utilización y desperdicio de un determinado producto.

3.7.1 El Impacto Ambiental en las Plantas de Tratamiento

En una planta de tratamiento de agua, bien sea potabilizadora o residual, siempre se distinguen dos líneas, la de agua o el producto y la de lodos o desechos. La línea de lodos comprende todos los contaminantes que fueron removidos del agua y son recogidos en equipos como sedimentadores y filtros. Estos residuos se caracterizan por tener un contenido elevado de humedad, superior al 95% siendo uno de los objetivos buscados la reducción de volumen para su fácil manipulación y disposición final (Ramírez & Hurtado, 2003).

Los vertidos de una planta de tratamiento son: agua de lavado de los filtros, lodos de cal y sosa, salmuera de la regeneración de resinas intercambiadoras y lodos de sulfato aluminico. Los métodos de tratamiento que se utilizan comúnmente son (Nemerow & de Bascarán, 1977):

- Vertido directo en colectores, inyección en pozo profundo, lagunas
- Reclamación y reutilización: Recuperación de sulfato aluminico potásico por medio de ácido sulfúrico, recalcinación de la cal, reciclado del lavado del filtro, después de sedimentación en cabecera de la planta.
- Métodos de tratamiento físico: Centrifugación, filtración de vacío, lechos de secado de arena, secado instantáneo, espesado y sedimentación, congelación.

La toxicidad de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de agua es variable y depende de factores como la calidad inicial del agua, productos químicos utilizados, reacciones secundarias entre otros (Ramírez & Hurtado, 2003). Siendo que uno de los productos químicos comúnmente utilizados como coagulante son las sales de aluminio a continuación se destacan algunos de los efectos del aluminio sobre la salud y el medio ambiente, según De Souza Aloisyo (1999):

- Estudios hechos sobre peces llegaron a observaciones como: síntoma de inhabilidad para mantener el equilibrio, coloración oscura, tornándolos propensos a adquirir enfermedades e infecciones.
- La aparición de aluminio en pequeños ríos, se hizo un monitoreo biológico observándose que las comunidades macrobentónicas sufren variaciones en su estructura, distribución, abundancia y diversidad.
- Referente al hombre, los estudios mostraron que la concentración de aluminio es crítica a nivel de células renales, cuando no se permite una rápida eliminación de este elemento a través de las excreciones. Además, trazas de ese material están íntimamente relacionados con estudios clínicos de encefalopatías crónicas y deficientes renales; se detectó que pacientes sometidos a diálisis sufrían demencia cuando el agua utilizada poseía concentraciones de aluminio por encima de 0,08 mg/L.
- Se demostró que las concentraciones de aluminio en aguas de abastecimiento pueden aumentar con la utilización de sulfato de aluminio como coagulante; este trabajo se realizó en 186 plantas de tratamiento de agua en los Estados Unidos, revelando que existe entre 40% a 50% de posibilidad de encontrar concentraciones más elevadas de este metal en relación con la entrada de esa agua al proceso.
- Además de la salud, se puede afectar un proceso con concentraciones elevadas de aluminio: reduciendo la eficiencia de desinfección del agua, aumentando la turbidez de agua tratado y provocando depósitos de aluminio en las paredes de los tubos.

3.7.1.1 Efectos del Aluminio sobre el Ser Humano

Según la Organización Mundial de la Salud, OMS (2003) el aluminio y sus compuestos no pueden ser absorbido por el organismo del ser humano, aunque la tasa y grado de absorción no se han estudiado adecuadamente para todos los sectores de la población.

El grado de absorción del aluminio suele ser en función de varios parámetros, como el tipo de sal de aluminio administrada, el pH (que influye en la especiación y solubilidad del aluminio), la biodisponibilidad y factores nutricionales. Estos parámetros deben tenerse en cuenta en la dosimetría de tejidos y evaluación de la respuesta. Debido a estas consideraciones específicas acerca de la toxicocinética y toxicodinámica del aluminio, no es adecuado determinar un valor de referencia basado en los estudios con animales disponibles actualmente (OMS, 2003).

Hasta el momento no hay una investigación que respalde los indicios de que la ingestión de aluminio por vía oral produzca toxicidad aguda en el ser humano, a pesar de la frecuente presencia del elemento en alimentos, agua de consumo y numerosos antiácidos.

En la actualidad existe la hipótesis de que la exposición al aluminio es un factor de riesgo para el desarrollo o aparición temprana de la enfermedad de Alzheimer en el ser humano, sin embargo, según Suay Llopis & Ballester Díez (2002) estudios realizados en áreas de cultivos, alimentos, ingesta de agua potable, cuerpos receptores de agua y sector minero, todos estos expuestos a concentraciones de aluminio estimables, concluyen que no hay correlación positiva entre el aluminio presente y la enfermedad de Alzheimer, detectada en varios estudios epidemiológicos, sin embargo no se puede descartar la hipótesis totalmente, dado que estos estudios no han tenido en cuenta factores de confusión demostrados ni la ingesta total de aluminio de todas las fuentes.

3.7.1.2 Efectos del Aluminio en la Flora y Fauna

El aluminio históricamente se ha considerado inocuo para el ser humano puesto que puede ser expulsado rápidamente a través de la orina, pero fuentes de estudios ecotoxicológicos realizados han puesto de manifiesto que puede causar daños en humanos, animales y plantas (Barabasz, Albinska, Jaskowska, & Lipiec, 2002).

Según Barabasz et al. (2002), se ha demostrado que el aluminio tiene efectos beneficiosos para las plantas mediante la estimulación de la absorción a través del sistema radicular, aumentando la captación de fósforo, previniendo los efectos tóxicos del cobre y manganeso y protegiéndolas de hongos patógenos, de igual forma aumenta la resistencia de las plantas a condiciones ambientales desfavorables, como la sequía, altas y bajas temperaturas o alta salinidad del suelo. Sin embargo, los efectos de este elemento sobre la vegetación son principalmente negativos.

Desde comienzos del siglo XX se consideró al aluminio como un problema en la agricultura (Flaten, Alfrey, Birchall, Savory, & Yokel, 1996), siendo el aluminio en su forma de catión Al^{3+} el más problemático por su alta solubilidad en el agua provocando así la acidificación del suelo debido al incremento de la fracción de este metal, causando la toxicidad en plantas y por lo tanto, un descenso de la producción agrícola (Barcelo & Poschenrieder, 2002).

Los principales efectos del aluminio en las plantas se centran en las raíces: cambios en su morfología, disminución del crecimiento, callosidades, reducción de raíces secundarias y finalmente, la muerte (Barabasz et al., 2002).

La presencia de altas concentraciones de aluminio en los acuíferos causa eventos de mortalidad aguda en peces y demás organismos acuáticos. Las causas apuntan a procesos de acidificación del pH del agua y a la presencia de ciertos metales pesados, entre los cuales destaca el aluminio, que alcanza concentraciones más allá de los rangos de tolerancia de los peces.

La información científica indica que concentraciones de 5 mg Ca L^{-1} en el afluente son suficientes para mantener a salvo los peces del efecto tóxico del aluminio. (Vega, Zamorano, Encina, & Mardones, 2015)

Se considera que la dosis de aluminio (Al) para ser considerada tóxica en peces, varía entre concentraciones superiores a $10 - 15 \mu\text{g L}^{-1}$. Los efectos de la toxicidad se caracterizan por:

- La acumulación en branquias lo que causa el aumento de la secreción de la mucosa branquial y problemas respiratorios, al igual que la disminución del crecimiento e intolerancia al agua de mar.

- Afectaciones en las funciones celulares interfiriendo en la diferenciación celular, integridad del tejido celular y producción de radicales libres, que reaccionan con los lípidos de la membrana celular, generando cambios en las condiciones de transporte de proteínas.

La toxicidad del aluminio y otros metales pesados, está determinada por el nivel de concentración de metal, tiempo de exposición, persistencia, vías de metabolización, susceptibilidad de los distintos tejidos (Cambero, 2002), la forma química en que se encuentra el metal y las condiciones físicas y químicas del ambiente acuático como el pH, temperatura, y alcalinidad del agua (Leatherland, 2010). Bajo condiciones de pH ácido, los metales pesados pasan a formas iónicas que son fáciles de absorber por los peces (Cambero, 2002).

3.7.2 Marco Legislativo para el Vertido de Efluentes y su Reúso

La Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense para regular los sistemas de tratamientos de aguas residuales y su reúso NTON 05 027-05, estipula parámetros y valores que deben ser cumplidos para los efluentes provenientes de plantas de tratamiento en función del tipo de reúso.

Tabla 6. Límites Máximos Permisibles para Aguas de Reúso con Metales Pesados

Parámetros	Unidad	Riego	Urbana	Recarga de Acuífero	Acuicultura
Aluminio	mg/L	5,00	0,90	0,50	0,10
Arsénico	mg/L	0,10	0,10	0,10	0,05
Cadmio	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,80
Cromo	mg/L	0,10	0,10	0,05	0,02
Cianuro	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,005
Hierro	mg/L	5,00	5,00	0,30	0,30
Plomo	mg/L	0,20	0,50	0,50	0,002
Mercurio	mg/L	0,01	0,05	0,002	0,001
Zinc	mg/L	2,00	2,00	0,05	0,03

Fuente: Ministerio de Gobernación, 2006

IV. MATERIALES Y MÉTODO

El capítulo de metodología abarca la descripción de los materiales necesarios, preparación de muestras y reactivos, así como los métodos a seguir para llevar a cabo las pruebas experimentales utilizando el proceso de coagulación convencional (CQ) y Electrocoagulación (EC) a partir de las cuales se obtuvo información para su posterior análisis estadístico.

4.1 Materiales

Los tipos de agua y soluciones de reactivos utilizados para las pruebas de laboratorio están descritos en los siguientes acápite.

4.1.1 Agua Sintética

Las muestras de agua sintética que se utilizaron para simular la composición física y química de agua natural y agua residual industrial fueron preparadas en el laboratorio. El objetivo del agua sintética fue controlar las condiciones iniciales (turbiedad y conductividad) para las pruebas de coagulación, empleando dos técnicas, Coagulación Química y Electrocoagulación (CQ y EC, respectivamente).

En el caso de la CQ se utilizó sulfato de aluminio comercial, siendo el coagulante empleado comúnmente en las plantas de tratamiento de Nicaragua. La otra técnica fue la EC utilizando electrodos de aluminio, con la cual se realizó una comparación de la remoción de contaminantes obtenidas por medio de ambas técnicas.

4.1.2 Agua Natural y Residual

Las muestras de agua natural fueron tomadas de la Planta de Tratamiento de Agua ubicada en Juigalpa Chontales. En el caso del agua residual industrial, las muestras fueron gestionadas en los laboratorios de PIENSA. Las condiciones para la toma y preservación de las muestras se encuentran en la Tabla 7.

Tabla 7. Condiciones para el Almacenamiento entre Muestreo y Análisis

Tipo de análisis	Tipo de envase	Preservación (4°C)	Tiempo máximo de preservación
Color	Plástico/Vidrio	Refrigerar	48 horas
Conductividad	Plástico/Vidrio	Refrigerar	28 días
Demanda Química de Oxígeno	Plástico/Vidrio	Refrigerar	7 – 28 días
Sólidos	Plástico/Vidrio	Refrigerar	24 horas
Turbiedad	Plástico/Vidrio	Refrigerar y proteger de la luz	24 – 48 horas

Fuente: American Public Health Association , 2012

El estudio se efectuó a escala de laboratorio realizando una prueba de jarras para el caso de la CQ, para la EC fue instalada una celda electroquímica.

4.1.3 Preparación de Muestras y Reactivos

- Para el agua natural: Se tomaron 2 L de agua (50% agua destilada y 50% agua de grifo) y se agregó 1 g de tierra con la finalidad de incrementar la turbiedad y la intensidad del color.
- Para el agua residual industrial: Se pesaron y agregaron los siguientes reactivos a 2 L (50% agua destilada y 50% de agua de grifo): 1 g de tierra, 0,64 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), 0,243 g de cloruro de hierro II tetrahidratado ($FeCl_2 \cdot 4H_2O$), 0,094 g de sulfato de níquel heptahidratado ($NiSO_4 \cdot 7H_2O$), 1 g de carbonato de calcio ($CaCO_3$), 2,496 g de sulfato de magnesio heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$), 0,1644 g de nitrato de sodio ($NaNO_3$) y 0,024 de cloruro de cobalto II hexahidratado ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$).
- Solución coagulante: Se disolvió 20 g sulfato de aluminio decaoctohidratado ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) en 1 L de agua desionizada.

4.2 Equipo Experimental

En los acápite siguientes se describen los equipos necesarios para realizar las pruebas de coagulación, tanto CQ como EC.

4.2.1 Coagulación Química

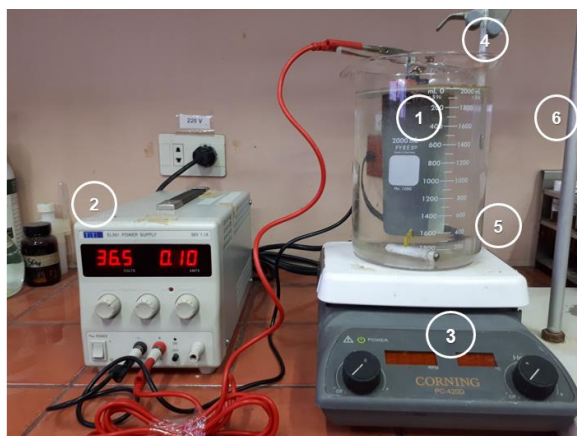
La Figura 7 muestra el equipo de agitación. En este equipo se simulaban los fenómenos originados durante los procesos de coagulación, floculación y sedimentación ya que la velocidad de rotación puede ajustarse acorde a cada una de las operaciones.



Figura 7. Equipo de Agitación

4.2.2 Electrocoagulación

La celda de EC, representada en la Figura 8, se encuentra conformada por: (1) un cátodo y un ánodo de aluminio en los que sucedieron las reacciones de reducción y oxidación, respectivamente, (2) una Fuente como suministro de corriente para generar el coagulante, (3) una plancha eléctrica, (4) un termómetro para controlar y registrar la temperatura, respectivamente y (5) un recipiente con capacidad de dos litros, que contuvo la muestra de agua a tratar.



1. Celda Electroquímica: Cátodo y Ánodo
2. Fuente de Alimentación de Corriente
3. Plancha de Calentamiento y Agitación
4. Termómetro
5. Recipiente de Vidrio
6. Soporte para Termómetro

Figura 8. Esquema para el Montaje de la Celda de Electrocoagulación

4.2.3 Reproducibilidad de los Experimentos

Se realizaron por duplicado a las muestras de agua preparadas en el laboratorio con la finalidad de estudiar los efectos de las diferentes variables y definir por medio de la aplicación de un diseño experimental las condiciones en las que se presentan mejores resultados en la remoción de contaminantes. Una vez identificadas dichas condiciones, se realizó nuevamente el proceso de EC con muestras reales de agua natural y residual industrial. A continuación, se muestra el diseño experimental que se llevó a cabo para asegurar que se tomaran en cuenta todos los niveles de los factores en estudio.

4.3 Hipótesis

En este acápite se plantearon las hipótesis según el rigor requerido para una investigación científica, siendo un nivel de confianza mínimo de 95%.

Primera hipótesis: Variables operacionales Intensidad de corriente (I) Tiempo (t) Conductividad eléctrica (σ)

Hipótesis nula: Al menos una de las remociones medias obtenidas es significativamente distinta del resto debido a la influencia de las variables operacionales

$$\mu_I = \mu_t \neq \mu_\sigma ; \mu_I \neq \mu_t = \mu_\sigma ; \mu_I = \mu_\sigma \neq \mu_t$$

Hipótesis alternativa: No existe diferencia significativa para la remoción media de contaminantes debido a la influencia de las variables operacionales

$$\mu_I = \mu_\sigma = \mu_t$$

Segunda hipótesis: Remoción de contaminantes

Hipótesis nula: La remoción media obtenida por medio de EC es significativamente distinta a la media obtenida por medio de CQ

$$\mu_1 \neq \mu_2$$

Hipótesis alternativa: No existe diferencia significativa para la remoción media de contaminantes obtenida por medio de EC y CQ

$$\mu_1 = \mu_2$$

Tercera hipótesis: Contenido de Aluminio Residual

Hipótesis nula: El contenido de aluminio residual para los métodos de coagulación cumplen con al menos uno de los valores estipulados en la NTON 05 027 – 05

$$\mu_{EC} < \mu_i ; \mu_{CQ} < \mu_i$$

Hipótesis alternativa: El contenido de aluminio residual para los métodos de coagulación no cumplen con ningún valor estipulado en la NTON 05 027 – 05

$$\mu_{EC} > \mu_i ; \mu_{CQ} > \mu_i$$

4.4 Diseño Experimental

Para las pruebas con agua sintética se creó un diseño factorial multinivel con tres factores (intensidad de corriente, conductividad eléctrica y tiempo de operación) y una respuesta (porcentaje de remoción de turbiedad). El diseño se ejecutó con 18 corridas experimentales y una repetición para cada muestra siendo un total de 36 corridas. En cuanto a las pruebas reales se creó un diseño factorial simple con una corrida y tres repeticiones; se compararon las medias para el cambio de los parámetros: turbiedad, color, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), pH y demanda química de oxígeno (DQO) luego del tratamiento (CQ y EC). En ambos casos se empleó el software STATGRAPHICS Centurion XV.

4.4.1 Tipo de Investigación

La investigación desarrollada está caracterizada como investigativa con carácter experimental ya que se analizaron las variables influyentes en el proceso de electrocoagulación y el efecto final sobre la remoción de contaminantes.

4.4.2 Factores

Los factores considerados para el diseño experimental son los siguientes:

Intensidad de corriente: Al ser la única variable que rige estrictamente el proceso de electrocoagulación, fue indispensable considerar la influencia de la misma sobre las variables de respuesta en el diseño experimental.

Conductividad: Ya que la electrocoagulación es un proceso el cual depende directamente de la conducción de corriente eléctrica, la conductividad juega un papel clave dentro de eficiencia del proceso.

Tiempo de operación: Finalmente, el tiempo es un recurso valioso en todo proceso, de modo que es necesario considerarlo dentro del diseño experimental.

4.4.3 Niveles

Los niveles y rangos considerados para cada factor, así como su justificación se mencionan a continuación:

Intensidad de corriente: Según lo declarado en el marco teórico, los valores de densidad de corriente recomendados para operar un reactor de electrocoagulación se encuentran entre 20 A/m^2 y 25 A/m^2 , empleando electrodos de 56 cm^2 de área se traduce en una intensidad de corriente entre $0,112 \text{ A}$ y $0,14 \text{ A}$. No obstante, debido a que entre ambos rangos no existe mucha diferencia, para efecto de análisis se trabajó con una intensidad de corriente entre $0,10 \text{ A}$ y $0,15 \text{ A}$.

Conductividad: En el caso del tratamiento para agua potable, se consideran tres niveles con rangos entre $250 \text{ }\mu\text{S/cm}$ y $650 \text{ }\mu\text{S/cm}$, los cuales son los límites mínimos y máximos encontrados en el lago Cocibolca, según Salvatierra Suárez & Caballero Arbizú (2006) Anexo A.

En el caso del agua residual industrial, se tomaron tres niveles con rangos entre los $4\,000 \text{ }\mu\text{S/cm}$ y $5\,000 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ya que es el rango en el que se encuentra caracterizado según Blanco Jurado (2009).

Tiempo: El tiempo requerido para realizar el proceso de coagulación convencional a escala de laboratorio transcurre entre 15 y 30 minutos, según Bratby (1980). Debido a que se pretendía comparar los rendimientos obtenidos con esta técnica y el proceso de electrocoagulación se amplió ligeramente el rango y se trabajará con los siguientes niveles: 10, 15 y 20 minutos.

4.4.4 Tratamientos

Agrupando los factores y niveles descritos anteriormente, se obtuvo un arreglo para presentar los tratamientos obtenidos en el diseño experimental Tabla 8

Tabla 8. Arreglo para el Diseño Experimental

		Intensidad de corriente (A)								
		0,10						0,15		
	Tiempo (min)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)						Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)		
		250	450	650	250	450	650	250	450	650
Agua natural	10									
	15									
	20									
		Intensidad de corriente (A)								
		0,10						0,15		
	Tiempo (min)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)						Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)		
		4 000	4 500	5 000	4 000	4 500	5 000	4 000	4 500	5 000
Agua Residual	10									
	15									
	20									

4.4.5 Variable Respuesta

La variable de respuesta para el diseño experimental fue la turbiedad, una vez seleccionadas las condiciones más adecuadas para el proceso de EC se procedió a realizar la comparativa en las remociones obtenidas por ambos métodos, CQ y EC. Las variables de respuesta para la comparación de medias fueron: turbiedad (UNT), color (mg/L Pt-Co), sólidos disueltos (mg/L), sólidos suspendidos (mg/L) y Demanda Química de Oxígeno (mg/L).

4.4.6 Modelo de Estudio

Una vez realizado y analizado el diseño experimental, se diseñó un modelo para predecir la variable de respuesta en función de los factores considerados. Para ello se empleó el Software Statsgraphics Centurion XV.

4.4.7 Tamaño de Muestra

Con el arreglo para el diseño experimental descrito anteriormente, el tamaño de la muestra con al menos dos repeticiones, fue de 36 experimentos.

4.4.8 Condiciones de Operación para el Estudio de la Electrocoagulación

La Tabla 9 muestra las condiciones de operación en las que se realizaron las pruebas de electrocoagulación (EC), usando agua sintética.

Tabla 9. Condiciones de Operación para Electrocoagulación

Condiciones	Valores
Intensidad de corriente (A)	0,1 – 0,15
Temperatura (°C)	30±2
Tiempo de operación (min)	10 - 20
Tiempo de sedimentación (min)	20
Velocidad de agitación (rpm)	100
Conductividad eléctrica (µS/cm)	250 – 650 (Agua natural) 4 000 – 5 000 (Agua residual)

Las especificaciones para el montaje de la celda de electrocoagulación se presentan en la Tabla 10, considerándose un diseño final del montaje como el presentado en la Figura 8.

Tabla 10. Especificaciones para el Montaje de Celda de Electrocoagulación

Especificación	Valores
Material de los electrodos	Aluminio
Dimensiones de los electrodos (cm ²)	14*4
Dimensión del agitador magnético (cm)	7
Volumen del recipiente (beaker) (L)	2
Longitud de los cables (cm)	15
Tipo de Cable	18 AWG TWH ³
Termómetro analógico	Taylor Mod.6399-10/150°C
Fuente de poder DC	EL561 Power Supply 1.5A
Plancha eléctrica	CORNING PC-420D

³ Ver Anexo G

4.4.8.1 Pruebas con Agua Sintética para Electrocoagulación

Una vez preparada la muestra de agua sintética y calibrados los equipos, se procedió a realizar una medición de la turbiedad con la finalidad de conocer los valores iniciales de los parámetros de calidad para el agua sintética preparada.

En las pruebas con agua sintética las condiciones de operación fueron seleccionadas según las remociones evidenciadas para turbiedad, en analogía con la CQ en donde al realizar la prueba de jarras se selecciona la dosis con la que se obtiene un menor contenido de turbiedad.

Puesto que los electrodos pueden presentar óxido debido a la exposición con el oxígeno atmosférico, es necesario eliminar dicho recubrimiento o capa pasiva, ya que interviene con el flujo de corriente entre el electrodo y la muestra de agua, para ello se realizó un lavado con HCl (15%) y luego con agua destilada (para eliminar residuos del HCl en el circuito). Posteriormente, se introdujo el agua a tratar en el beaker de almacenamiento inicial y se llevó hasta una temperatura de 30 ± 2 °C.

En ese momento, se fijó la intensidad de corriente eléctrica que debe circular a través de la celda mediante la fuente de alimentación. Durante la ejecución del experimento fueron monitoreados los siguientes parámetros, temperatura e intensidad de corriente eléctrica; manteniendo a los mismos sin fluctuaciones.

Finalizada la práctica, se midió la turbiedad utilizando un turbidímetro HACH 2100P para calcular la remoción obtenida. Para ello se utilizó la Ecuación 15.

$$\%R = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100 \quad (15)$$

Siendo:

%R es el porcentaje de remoción para turbiedad

C_o es la concentración inicial del contaminante en la muestra de agua (NTU)

C_f es la concentración final del contaminante presente en la muestra de agua luego del tratamiento (NTU)

4.4.8.2 Pruebas Reales para Electrocoagulación

Una vez ejecutadas las pruebas con agua sintética, se procedió a realizar las pruebas con aguas reales en las condiciones seleccionadas acorde al análisis del diseño experimental, para las pruebas reales fueron medidos los parámetros de: turbiedad, color, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT) y demanda química de oxígeno (DQO).

4.4.9 Condiciones de Operación para el Estudio de Coagulación Química

Dado que las condiciones de operación para el método convencional de coagulación química ya fueron estudiadas (velocidad de agitación, tiempo de floculación y tiempo de sedimentación) y las dosis de coagulante se definen a partir de las pruebas de jarra no se realizó pruebas con agua sintética para este método, sino que se aplicó la metodología de las pruebas de jarras a las muestras de agua la cual a continuación se explica:

4.4.9.1 Pruebas Reales para Coagulación Química

Se llenaron ocho vasos de precipitado para cada muestra de agua (natural y residual). Cada vaso de precipitado fue debidamente rotulado con todos los datos iniciales y la dosis de coagulante a aplicar. Se adicionaron rápidamente los volúmenes requeridos de coagulante mientras se agito vigorosamente a 150 rpm y se mantuvo durante un minuto en mezclado rápido.

Transcurrido un minuto de mezclado rápido la velocidad en el agitador se ajustó a 100 rpm dejando que la solución se agitara lentamente durante un período de 20 minutos. En este punto se evidencio el fenómeno de floculación en los vasos de precipitado (aparición de los primeros flóculos visible). Después de 20 minutos del mezclado lento, se apagó el equipo para que los flóculos sedimentaran por 20 minutos.

Una vez acabada la sedimentación, se tomaron 10 mL de muestra por medio de una pipeta 1 cm debajo de la superficie del agua la cual fue transferida a una celda apta para la lectura en un turbidímetro, para cada celda se cambió la pipeta por una limpia. Luego de las lecturas para turbiedad se seleccionó la muestra con menor turbiedad remanente y se le midió nuevamente los parámetros de calidad para evidenciar la remoción de contaminantes utilizando la Ecuación 15.

A partir de los datos de concentración de coagulante y turbiedad remanente fue posible construir una curva de coagulante, la cual permitió evidenciar la dosis óptima de coagulante con la que se consigue un contenido mínimo de turbiedad, más allá de este punto supone un incremento en la turbiedad, dado que todas las cargas negativas ya han sido neutralizadas y las cargas positivas del aluminio empiezan a tener un efecto similar al estado inicial.

La Tabla 11 registra las condiciones bajo las cuales se operó el equipo para realizar la prueba de jarras.

Tabla 11. Condiciones de Operación para la Prueba de Jarras

Condiciones	Valores
Velocidad de agitación de Mezcla Rápida (rpm)	150
Tiempo de Mezcla Rápida (min)	1
Velocidad de Agitación de Flocculación (rpm)	100
Tiempo de Flocculación (min)	20
Tiempo de Sedimentación (min)	20 – 40

4.5 Determinaciones Analíticas

Las determinaciones analíticas para realizar la caracterización de las muestras de agua antes y después de su tratamiento fueron realizadas acorde a los procedimientos descritos por Association et al. (2012). La Tabla 12 muestra los parámetros evaluados, sus unidades de medida y los equipos empleados en su medición. Para profundizar sobre la metodología empleada en las determinaciones analíticas puede consultarse el Anexo C.

Tabla 12. Parámetros a Evaluar

Parámetro	Unidad de medida	Equipo
Turbiedad	NTU	Turbidímetro 2100P HACH
Color	mg/L Pt – Co	Colorímetro DR 900 HACH
Conductividad	μS/cm	Conductivímetro Thermo Scientific ORION 3 STAR Conductivity Benchtop
Sólidos disueltos totales	mg/L	Conductivímetro Thermo Scientific ORION 3 STAR Conductivity Benchtop
Sólidos suspendidos totales	mg/L	
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	Espectrofotómetro HACH DR 5000

4.6 Cálculo del Volumen de Lodos y el Contenido de Aluminio

Para la realización de la Evaluación de Impacto Ambiental la masa de lodos producidos fue calculada a partir de la siguiente expresión:

$$m_L = \sum \frac{V * C_i * \% R_i}{1000 \text{ mg / 1g}} \quad (16)$$

Donde:

m_L es la masa de lodos producidos en el tratamiento (g)

V es el volumen de agua a tratar (L)

C_i es la concentración inicial para cada uno de los contaminantes a remover (mg/L)

$\%R_i$ es el porcentaje de remoción observado para cada uno de los contaminantes

En el caso de la turbiedad expresada en NTU, tal como se cita en Fuentes (2016) un estudio realizado por la OMS en el 2007 concluye en la construcción de una ecuación lineal para relacionar la turbiedad con los sólidos totales disueltos (STD). Haciendo uso de la Ecuación 17 es posible expresar la turbiedad removida en términos de mg/L.

$$SDT = 3,4216 * NTU \quad (17)$$

Además de los contaminantes removidos del agua, en los lodos también se encuentra presente el aluminio que precipitó como coagulante, esta cantidad puede calcularse efectuando los cálculos estequiométricos a partir de la Ecuación 6 y Ecuación 3. Una vez expresada la cantidad de $\text{Al}(\text{OH})_3$ en mg/L se multiplicó por el volumen de agua tratada y se obtuvo la masa total de lodos aluminicos, la cual fue sumada a los lodos totales producidos:

$$m_T = m_L + m_A \quad (18)$$

Una vez calculada la masa de lodos producto del tratamiento de agua, se calculó el volumen de lodos.

$$V_L = \frac{m_T}{Y \rho_{H_2O} \% \text{sólidos}} \quad (19)$$

Donde:

V_L es el volumen de lodos producido (L)

m_T es la masa de lodos totales en el tratamiento (g)

Y es la gravedad específica de los lodos

ρ_{H_2O} es la densidad del agua (g/L)

%sólidos es el contenido de sólidos en los lodos residuales (%)

La gravedad específica y el contenido de sólidos son características inherentes para cada tipo de lodo residual, dicha información está contenida en la Tabla 13.

Tabla 13. Características Físicas de los Lodos Residuales

Tipo de lodos	Gravedad Específica	Contenido de Sólidos (%)
Tratamiento de Agua	1,02	2 – 6
Industria Textil	1,02	2 – 8

Fuente: Campos Aguilar, 2016 Castells, 2012

Una vez calculado el volumen y contenido de aluminio se evaluó la capacidad de reutilizar el efluente de lodos.

V. RESULTADOS

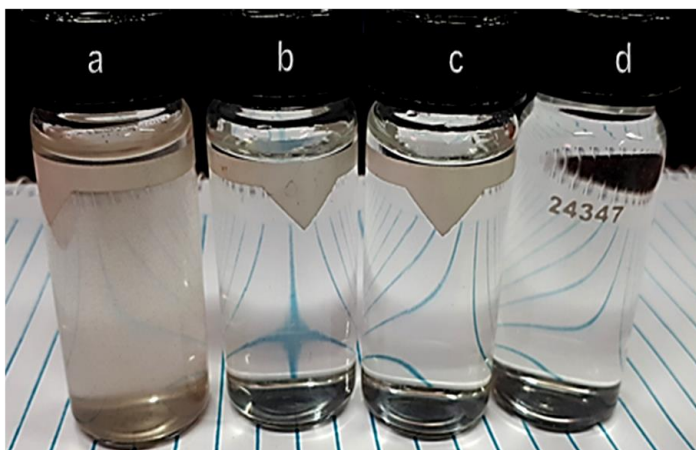
En este capítulo se presentan los resultados obtenidos para las pruebas experimentales realizadas para la ejecución de este trabajo. Incluye los resultados para las pruebas con agua sintética y las pruebas con agua real. Asimismo, se presenta el volumen de lodos y el contenido de aluminio residual obtenido para ambos métodos.

5.1 Resultado de Pruebas con Agua Sintética

Se realizaron una serie de pruebas con agua sintética para evaluar la remoción de turbiedad en distintas condiciones de operación para el proceso de EC. Los datos, expresados en porcentajes, se encuentran en la Tabla 14

Tabla 14. Resultado de las Pruebas con Agua sintetica

		Intensidad de corriente (A)											
Agua natural	Tiempo (min)	0,10						0,15					
		Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)						Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)					
		250	450	650	250	450	650	250	450	650	250	450	650
		97,4	96,1	98,1	98,8	97,5	96,7	94,8	95,8	97,3	97,3	97,2	97,5
Agua natural	10	97,4	96,1	98,1	98,8	97,5	96,7	94,8	95,8	97,3	97,3	97,2	97,5
	15	96,8	97,1	98,4	98,1	97,2	97,2	98,3	98,3	97,6	97,0	98,2	98,2
	20	96,6	97,7	96,9	97,1	97,0	97,7	95,9	96,4	97,7	96,7	98,5	98,1
		Intensidad de corriente (A)											
Agua Residual	Tiempo (min)	0,10						0,15					
		Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)						Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)					
		4000	4500	5000	4000	4500	5000	4000	4500	5000	4000	4500	5000
		90,9	91,2	94,4	95,5	92,2	95,1	94,3	93,2	93,4	91,5	93,7	92,6
Agua Residual	10	90,9	91,2	94,4	95,5	92,2	95,1	94,3	93,2	93,4	91,5	93,7	92,6
	15	93,4	94,4	94,7	96,8	95,3	94,5	93,8	94,7	92,6	91,8	96,7	94,9
	20	93,4	93,7	94,5	93,2	95,9	94,7	93,0	91,3	90,8	95,1	95,6	95,8

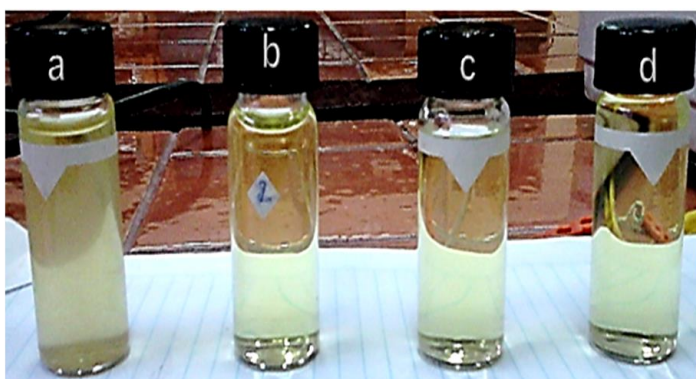


<i>M</i>	<i>t</i>	<i>%R</i>
a	0	0
b	10	96
c	15	97
d	20	96,6

M: n° de muestra
t: Tiempo de tratamiento(min)
%R: Porcentaje de remoción de turbiedad (%)

Figura 9. Resultados de Pruebas con Agua Natural Sintetica

En la Figura 9 muestra la turbiedad remanente con respecto al tiempo de tratamiento para el método de EC para muestras de agua natural sintética, dichos datos refieren al experimento con un tiempo de 15 minutos de tratamiento, la aplicación de una intensidad de corriente de 0,1 A y una conductividad de 250 $\mu\text{S/cm}$ se obtuvo una remoción del 97% en la turbiedad del agua de estudio.



<i>M</i>	<i>t</i>	<i>%R</i>
a	0	0
b	10	95.2
c	15	95,4
d	20	94,9

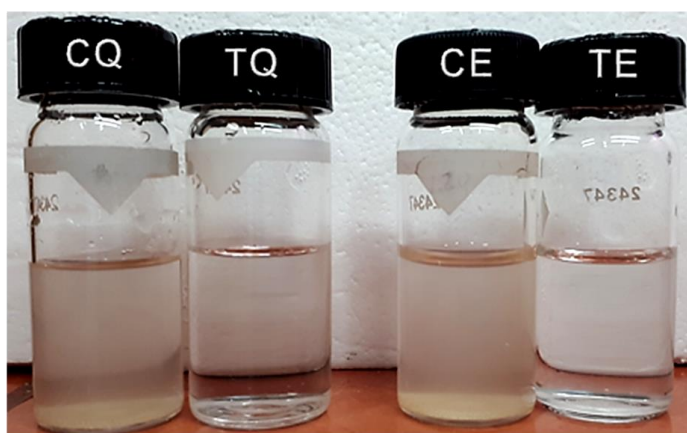
M: n° de muestra
t: Tiempo de tratamiento(min)
%R: Porcentaje de remoción de turbiedad (%)

Figura 10. Resultados de Pruebas con Agua Residual Sintetica

Para el caso del agua residual sintética se realizaron pruebas de remoción de turbiedad siendo reflejada la turbiedad remanente después del tratamiento con el método de EC en la Figura 10. Lo reflejado en los datos indican que el mayor valor en la remoción de turbiedad (95%) se obtiene en un tiempo de 15 minutos de tratamiento, y a una conductividad de 5 000 $\mu\text{S/cm}$ con 0,1 A de intensidad de corriente.

5.2 Resultados de Pruebas Reales para Agua Natural

Se realizaron pruebas con aguas reales para comparar el porcentaje de remoción obtenido entre CQ y EC para los siguientes contaminantes: Turbiedad, Color, DQO, SST, SDT. Además, se registraron cambios en el pH y la conductividad luego del tratamiento. En la Tabla 15 se presenta la comparación para los resultados de las remociones obtenidas para cada contaminante con ambos métodos de coagulación. Mientras el mejor resultado para ambos métodos, se muestran en la Figura 11.



<i>M</i>	<i>UT</i>	<i>%R</i>
CQ	699	0
TQ	11,46	98,3
CE	450	0
TE	4,52	98,9

M: Código de muestra
UT: Unidades de turbiedad inicial (NTU)
CQ: Agua Cruda Química
TQ: Agua Tratada Química
CE: Agua Cruda Electrocoagulación
TE: Agua Tratada Electrocoagulación
%R: Porcentaje de remoción de turbiedad (%)

Figura 11. Resultados de Pruebas Reales con Agua Natural

Tabla 15. Resultados de las Pruebas con Aguas Naturales Reales

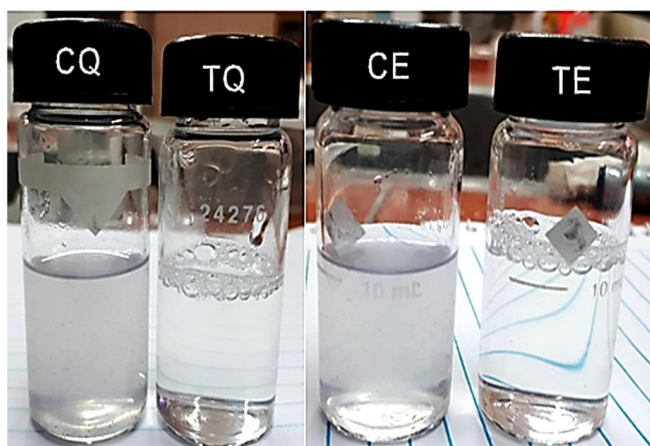
Remoción de Turbiedad (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	4	97,9475	0,22606	97,5564	98,3386
EC	4	98,6	0,22606	98,2089	98,9911
Total	8	98,2737			
Remoción de Color (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	4	95,805	0,423635	95,072	96,538
EC	4	96,215	0,423635	95,482	96,948
Total	8	96,01			
Remoción de Sólidos Suspendidos Totales (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	4	96,395	1,77144	93,33	99,46
EC	4	99,0725	1,77144	96,0075	102,138
Total	8	97,7337			
Incremento de Sólidos Disueltos Totales (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	4	129,58	31,8968	74,3911	184,769
EC	4	10,5175	31,8968	-44,6714	65,7064
Total	8	70,0487			
pH final					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	4	4,6875	0,453467	3,9029	5,4721
EC	4	6,615	0,453467	5,8304	7,3996
Total	8	5,65125			

5.3 Resultados de Pruebas Reales para Agua Residual

Se realizaron pruebas con aguas residuales para comparar el porcentaje de remoción obtenido entre CQ y EC para los siguientes contaminantes: Turbiedad, Color, DQO, SST, SDT. Además, se registraron cambios en el pH y la conductividad luego del tratamiento. En la Tabla 16 se presenta la comparación para los resultados de las remociones obtenidas para cada contaminante con ambos métodos de coagulación. Mientras el mejor resultado para ambos métodos, se muestran en la Figura 12.

Tabla 16. Resultados de las Pruebas con Aguas Residuales Reales

Remoción de Turbiedad (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	3	80,28	2,73714	74,9063	85,6537
EC	3	93,96	2,73714	88,5863	99,3337
Total	6	87,12			
Remoción de Color (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	3	82,83	2,10755	78,6924	86,9676
EC	3	92,26	2,10755	88,1224	96,3976
Total	6	87,545			
Remoción de Demanda Química de Oxígeno (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	3	45,4	6,15367	33,3188	57,4812
EC	3	65,81	6,15367	53,7288	77,8912
Total	6	55,605			
Incremento de Sólidos Disueltos Totales (%)					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	3	19,66	11,088	-2,10847	41,4285
EC	3	181,397	11,088	159,628	203,165
Total	6	100,528			
pH final					
Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
CQ	3	4,3	0,114407	4,07539	4,52461
EC	3	7,11333	0,114407	6,88872	7,33794
Total	6	5,70667			



<i>M</i>	<i>UT</i>	<i>%R</i>
CQ	259	0
TQ	36,5	85,9
CE	254	0
TE	14,4	94,3

M: Código de muestra
UT: Unidades de turbiedad inicial (NTU)
CQ: Agua Cruda Química
TQ: Agua Tratada Química.
CE: Agua Cruda Electrocoagulación
TE: Agua Tratada Electrocoagulación
%R: Porcentaje de remoción de turbiedad (%)

Figura 12. Resultados de Pruebas Reales con Agua Residual

5.4 Volumen de Lodos y Aluminio Residual

En la Tabla 17 se presenta la comparación de los lodos producidos en los tratamientos de CQ y EC, dichos lodos comprenden los lodos aluminicos (generados por adición de coagulante) y los lodos residuales producto de la remoción de los contaminantes (turbiedad, color y SST). El volumen de lodos generado para el método de EC puede apreciarse en la Figura 13.

Tabla 17. Volumen de Lodos Producidos

Agua		Volumen de Lodos Residuales (L)				
	Método	Casos	Media	Error Est (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
Natural	CQ	4	0,13	0,0241523	0,0882109	0,171789
	EC	4	0,13	0,0241523	0,0882109	0,171789
	Total	8	0,13			
	Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
Residual	CQ	3	0,06	0,010274	0,0398295	0,0801705
	EC	3	0,0733333	0,010274	0,0531629	0,0935038
	Total	6	0,0666667			
Agua		Aluminio Residual (mg/L)				
	Método	Casos	Media	Error Est (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
Natural	CQ	4	40,5	9,92043	23,3353	57,6647
	EC	4	4,185	9,92043	-12,9797	21,3497
	Total	8	22,3425			
	Método	Casos	Media	Error Est. (s agrupada)	Límite Inferior	Límite Superior
Residual	CQ	3	326,587	19,0468	289,193	363,98
	EC	3	80,6	19,0468	43,2063	117,994
	Total	6	203,593			



a, b: Agua Sintética Natural
c, d: Agua Real Natural
e, f: Agua Sintética Residual
g, h: Agua Real Residual

Figura 13: Lodos Producidos por el Metodo de Electrocoagulación

VI. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

En este capítulo se aborda la discusión e interpretación de los resultados obtenidos durante las pruebas de laboratorio. Incluye una interpretación de los efectos principales sobre la variable de respuesta, la identificación de los factores que influyen significativamente y la interacción con otros factores, la selección de las condiciones de operación, las remociones de contaminantes obtenidas y la evaluación de impacto ambiental de los lodos generados por ambos métodos.

6.1 Pruebas con Agua Sintética

Empleando los resultados contenidos en la Tabla 14 se realizó un análisis estadístico para cada tipo de agua, utilizando el software STATGRAPHICS Centurion XV. El tipo de diseño estaba categorizado como factorial multinivel con tres factores experimentales, una variable de respuesta y 36 corridas.

6.1.1 Agua Natural

En los experimentos con agua natural se analizó la influencia de los factores: tiempo, intensidad de corriente y conductividad en la remoción de turbiedad de forma individual y manteniendo las combinaciones de estos factores en sus valores promedios como se describe en la Figura 14.

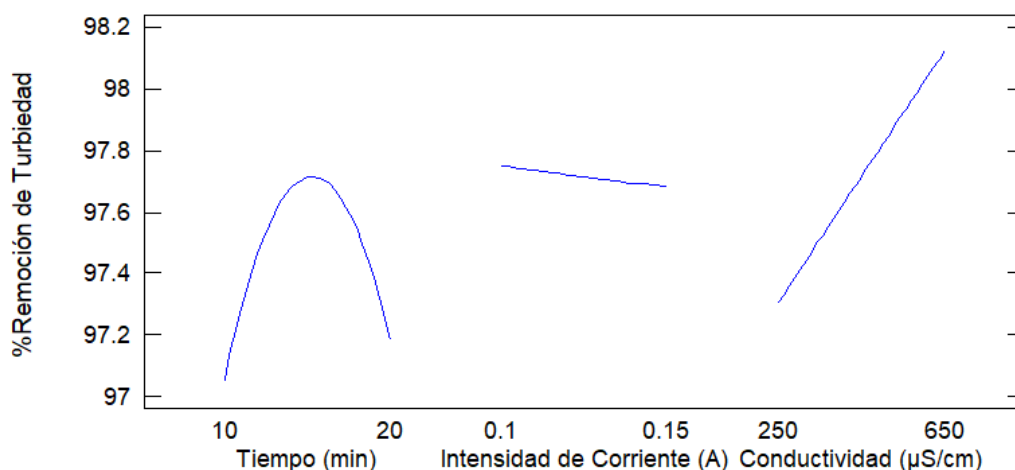


Figura 14. Efectos Principales para Remoción en Agua Natural

A continuación, se explica el comportamiento de cada uno de los factores antes mencionados:

- **Tiempo:** De acuerdo a Ley de Faraday conforme transcurre el tiempo, la generación de coagulante irá en aumento; esto implica una desestabilización debido a la neutralización de cargas de la materia en suspensión coloidal.

Como se puede observar en la Figura 14, se alcanza un punto máximo de remoción de turbiedad cerca de los 15 minutos (97,7%). Más allá de este punto existe un exceso de coagulante lo que lleva a una restabilización (en este caso de cargas positivas) con lo que se presenta un incremento en la turbiedad.

- **Intensidad de Corriente:** Similar al efecto presentado con el tiempo, la intensidad de corriente es la variable que define la cantidad de coagulante generado por electrólisis. La remoción de turbiedad decrece conforme se incrementa la intensidad de corriente. Esta disminución se debe al incremento de iones de aluminio los cuales no encuentran partículas coloidales para efectuar la nucleación y posterior floculación, por lo tanto, existe una restabilización de cargas positivas las cuales aportan turbiedad.
- **Conductividad:** En el caso de la conductividad el efecto es más pronunciado presentándose un incremento de la remoción proporcional al aumento en la conductividad. Con una conductividad de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se obtuvo una remoción del 97,3% y llegando a 98,1% cuando el agua natural contenía una conductividad de 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este efecto es debido a la mayor capacidad para conducir corriente en el agua lo que mejora la migración de electrones para llevar a cabo las reacciones electroquímicas.

En la Tabla 18 se muestra el Análisis de Varianza para la Remoción de Turbiedad. El único factor que afecta significativamente la remoción de turbiedad es la conductividad con un valor de $P = 0,0147 < 0,05$; por lo cual se analizó su interacción con el tiempo y la intensidad de la corriente, (Figura 15).

Tabla 18. Análisis de Varianza para Agua Sintética Natural

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Tiempo	0,0950042	1	0,0950042	0,16	0,6917
B: Intensidad de Corriente	0,0427111	1	0,0427111	0,07	0,7901
C: Conductividad	4,01802	1	4,01802	6,80	0,0147
AB	0,964004	1	0,964004	1,63	0,2125
AC	0,00765625	1	0,00765625	0,01	0,9102
BC	2,10042	1	2,10042	3,55	0,0703
bloques	0,00187778	1	0,00187778	0,00	0,9555
Error total	15,9625	27	0,591204		
Total (corr.)	26,0204	35			

De acuerdo a la Figura 15, la *interacción Tiempo-Conductividad* muestra que, al mismo tiempo máximo de 15 minutos, los dos valores de conductividad con que se trabajó en este estudio exhiben diferentes porcentajes remoción de turbiedad, lo cual está en correspondencia a los resultados del análisis de varianza que indica que el factor de conductividad es el que más influye en la remoción de turbiedad.

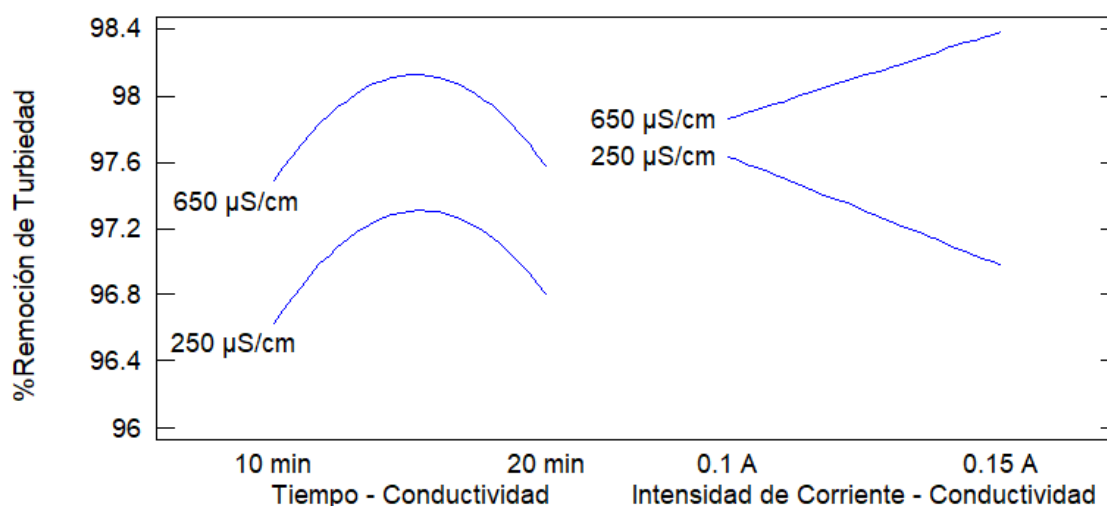


Figura 15. Gráfico de Interacción para Remoción en Agua Sintética Natural

Se puede apreciar en esa misma figura, que a una conductividad de 250 µS/cm la remoción de turbiedad fue del 97, 3% aumentando a 98,2% cuando la conductividad cambió a 650 µS/cm con 15 minutos de electrocoagulación.

En el caso de la *interacción Intensidad de Corriente-Conductividad*, el comportamiento es distinto, para un mismo nivel de conductividad (650 $\mu\text{S}/\text{cm}$) la remoción incrementa conforme incrementa la intensidad de corriente. Con 0,1 A se tiene una remoción del 97,85% de turbiedad, aumentando aproximadamente a 98,38% cuando la intensidad de corriente cambió a 0,15 A.

Sin embargo, para una conductividad de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la remoción de turbiedad disminuye del 97,6% a 97,0% al variar la intensidad de corriente de 0,1 a 0,15 A. Este comportamiento ocurre debido a que cuando se incrementa la corriente se generan más iones de aluminio en solución los cuales desestabilizan las cargas negativas de los sólidos medidos como turbiedad, ayudados de que a una conductividad alta hay mayor migración de electrones.

Dicho de otro modo, en el caso de una conductividad baja, la migración de electrones para las reacciones electroquímicas es insuficiente de modo que se obtienen menores remociones y una restabilización de cargas positivas debido al exceso de coagulante.

Siendo que el factor conductividad es el más influyente sobre la respuesta de este diseño factorial (porcentaje de remoción de turbiedad), puede ajustarse un modelo matemático que prediga el comportamiento de la respuesta en función de cambios en la conductividad del agua a tratar. Así pues, empleando la función *Coefficientes de Regresión* en STATGRAPHICS CENTURION XV se obtiene la siguiente ecuación:

$$\% R_Turbiedad = 96,3972 + \alpha C$$

Siendo:

%R_Turbiedad es el porcentaje de remoción de turbiedad obtenido (%)

α es el coeficiente de regresión estimado para el factor conductividad (0,00204583)

C es la conductividad eléctrica del agua a tratar ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Empleando la función *Predicciones* puede evaluarse el modelo matemático ajustado y compararlo con los valores reportados experimentalmente, Anexo F Tabla F.17. Si bien es cierto que algunas estimaciones están sobreestimadas y otras subestimadas el modelo proporciona una idea bastante acertada sobre los porcentajes de remoción de turbiedad obtenidos con el método de EC.

6.1.2 Agua Residual

En cuanto al tratamiento para el agua residual se realizó un análisis individual para cada uno de los factores: tiempo, intensidad de corriente y conductividad; manteniendo las combinaciones de estos factores en sus valores promedios como puede apreciarse en la Figura 16.

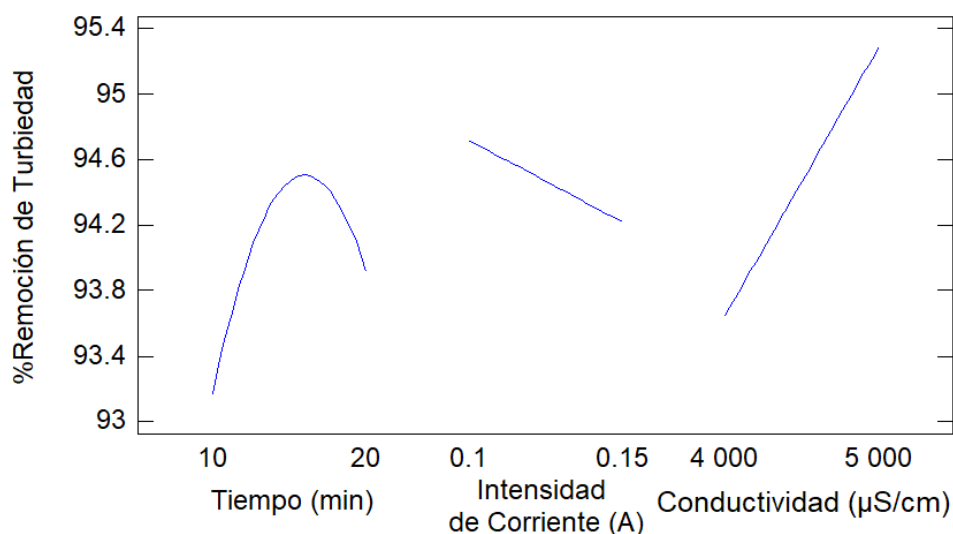


Figura 16. Efectos Principales para Remoción en Agua Residual

De la Figura 16 es posible realizar el siguiente análisis para cada uno de los factores:

- **Tiempo:** Según se aprecia a partir del tiempo inicial (10 min) la remoción de turbiedad es de 93,17%, conforme el tiempo de tratamiento transcurre la remoción en la turbiedad presenta un incremento hasta alcanzar un máximo del 94,51% en la remoción de turbiedad para un tiempo de aproximadamente 17 min; a partir de este punto la remoción de turbiedad empieza a decrecer disminuyendo hasta un 93,92%.

La reducción en la remoción de turbiedad está asociado a un excedente en la generación de iones de aluminio como coagulante lo que implica una restabilización por exceso de cargas positivas.

- **Intensidad de Corriente:** La influencia de este factor sobre la remoción de turbiedad en el agua residual presenta un comportamiento similar al observado en el agua natural. Siendo así que con el nivel más bajo para este factor (0,10 A) las remociones registradas son ligeramente superiores

obteniéndose un resultado de 94,72%, en contraste con el nivel más alto (0,15 A) se aprecia igualmente un declive hasta alcanzar una remoción del 94,21%.

- **Conductividad:** Para el caso del factor conductividad se aprecia un notable incremento en las lecturas de las remociones de turbiedad apreciando que para el nivel más bajo (4 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) parte con una remoción de turbiedad del 93,63%, por su parte al estudiar una muestra de agua residual con una conductividad de 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (el nivel más alto) se registra un crecimiento en la remoción de turbiedad alcanzando un 95,28%.

Por lo tanto, el incremento en la remoción de turbiedad es directamente proporcional al incremento de la conductividad del agua, esto debido a la mejor capacidad para transmitir la corriente eléctrica

El análisis de varianza para la remoción de turbiedad en el agua sintética residual está contenido en la Tabla 19.

Tabla 19. Análisis de Varianza para Agua Sintética Residual

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Tiempo	3,375	1	3,375	1,45	0,2379
B: Intensidad de Corriente	2,25	1	2,25	0,97	0,3332
C: Conductividad	16,1704	1	16,1704	6,97	0,0134
AB	0,426667	1	0,426667	0,18	0,6713
AC	2,7225	1	2,7225	1,17	0,2880
BC	0,120417	1	0,120417	0,05	0,8215
bloques	0,0544444	1	0,0544444	0,02	0,8794
Error total	64,9706	28	2,32038		
Total (corr.)	94,09	35			

Acorde a la Tabla 19 el único factor con un efecto significativo sobre la remoción de turbiedad es la Conductividad con un valor de $P=0,0134 < 0,05$. Con la finalidad de evaluar la interacción de la conductividad con los otros dos factores (tiempo, intensidad de corriente) se construyó la Figura 17.

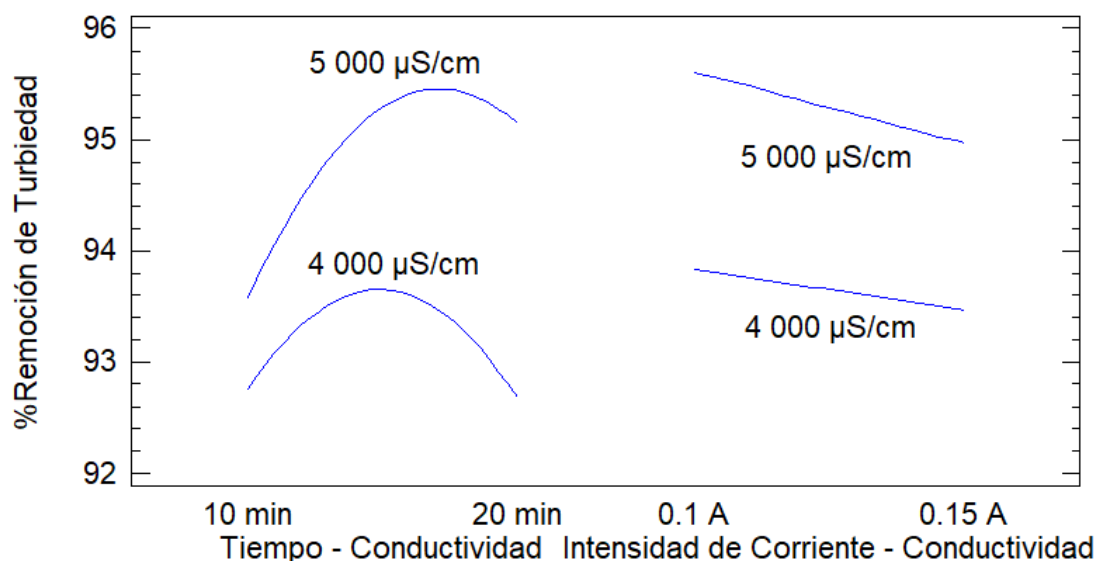


Figura 17. Gráfica de Interacción para Remoción en Agua Sintética Residual

De la Figura 17 se puede interpretar que para la *interacción Tiempo – Conductividad* a un tiempo inicial de 10 minutos para una conductividad de 4 000 µS/cm se obtuvo una remoción del 92,75% en la turbiedad, mientras que para una conductividad de 5 000 µS/cm la remoción aumentó hasta un 93,57%.

El comportamiento en la remoción de la turbiedad se mantiene en aumento para ambas conductividades llegando a alcanzar un punto máximo en la remoción con 93,64% para una conductividad de 4 000 µS/cm y un tiempo de 15 min y mientras para la conductividad de 5 000 µS/cm se obtuvo en un tiempo de 17 min una remoción de turbiedad del 95,45%.

Cabe destacar que la diferencia significativa para la remoción de turbiedad en la *interacción Tiempo – Conductividad* está marcada por el cambio en los niveles de conductividad, siendo que para una conductividad de 4 000 µS/cm las remociones registradas son similares tanto para 10 y 20 min, caso contrario al tratar con conductividades de 5 000 µS/cm, las remociones obtenidas transcurridos 20 min de tratamiento no decaen hasta las registradas en el tiempo inicial.

Respecto a la *interacción Intensidad de corriente – Conductividad* se aprecia que independientemente de la conductividad a medida que se incrementa la intensidad de corriente, las remociones de la turbiedad decrecen; siendo así que para una conductividad de 5 000 µS/cm al operar a 0,1 A se obtiene una remoción de turbiedad del 95,60% dicho porcentaje decae al operar con una intensidad de

corriente de 0,15 A llegando alcanzar un mínimo del 94,96%; para el caso de 4 000 $\mu\text{S/cm}$ las remociones pasan del 93,81% hasta un 93,46% con intensidades de corrientes de 0,1 A y 0,15 A respectivamente.

La disminución progresiva en la remoción de turbiedad está asociado a la poca concentración de partículas coloidales presentes en el agua, debido a que el agua analizada es de la industria textil, por todos sus agregados posee altas conductividades y color, mientras que la turbiedad suele ser baja; por tanto se explica el hecho de que aun con altas conductividades la remoción de turbiedad en el proceso vaya en declive por la falta de aglomeración de partículas lo que implica una restabilización de cargas provocadas por el exceso en la dosis coagulante.

Nuevamente el factor conductividad es el más influyente sobre la respuesta del diseño factorial (%remoción de turbiedad), ajustando el modelo matemático en función de cambios en la conductividad del agua a tratar se obtiene:

$$\% R_{\text{Turbiedad}} = 86,4625 + \alpha C$$

Siendo:

$\%R_{\text{Turbiedad}}$ es el porcentaje de remoción de turbiedad obtenido (%)

α es el coeficiente de regresión estimado para el factor conductividad (0.00164167)

C es la conductividad eléctrica del agua a tratar ($\mu\text{S/cm}$)

Evaluando el modelo matemático ajustado y comparándolo con los valores reportados experimentalmente se aprecia la presencia de valores subestimados y sobreestimados Anexo F Tabla F.18. La presencia de muchos datos sobreestimados supone incertidumbre ya que en la práctica no siempre se obtendrán los resultados esperados (por variables no controladas o perturbadoras).

6.2 Selección de Condiciones de Operación para Pruebas Reales

En este segmento se seleccionó las condiciones que reportaron mejores porcentajes de remoción para llevar a cabo las pruebas reales, con el fin de aplicar al proceso los parámetros en los cuales el tratamiento sea más eficiente. Las condiciones de operación seleccionadas fueron a partir de los análisis de varianza, la identificación de los factores significativos y tomando como referencia los límites para conductividad establecidos por las normativas competentes a la calidad de agua para consumo y vertido.

6.2.1 Condiciones para Agua Natural

La Figura 18 contiene los gráficos de superficie para la remoción de turbiedad, donde se incluyen los tres factores evaluados en este estudio. Del análisis se seleccionó las condiciones de operación para las pruebas reales con agua natural.

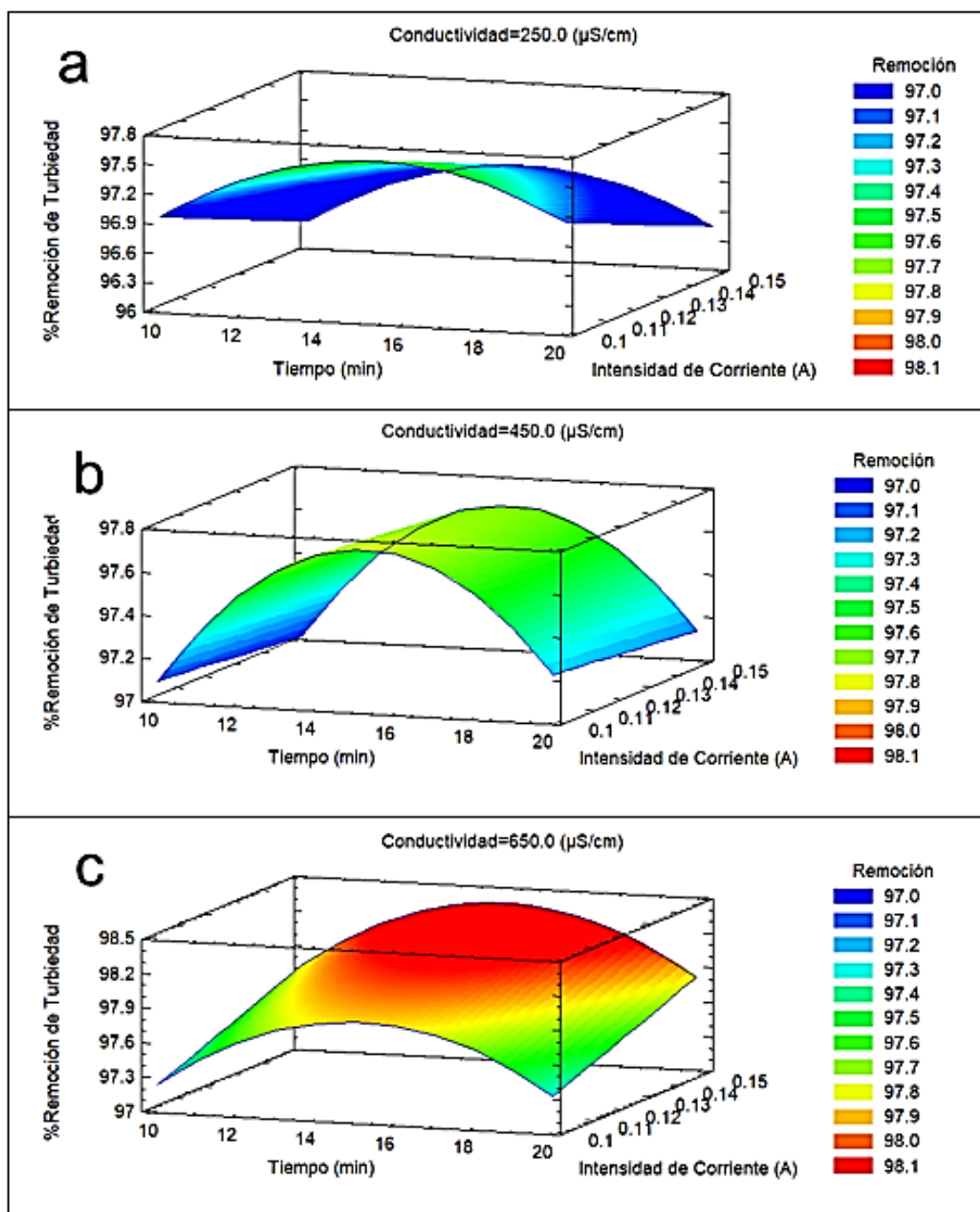


Figura 18. Gráficos de Superficie para Remoción de Turbiedad en Agua Natural

Según los gráficos de superficies contenidos en la Figura 18 se puede analizar lo siguiente:

Sección (a): Corresponde a una muestra de agua con una conductividad eléctrica de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en donde los mejores resultados para la remoción de turbiedad (97,5%) se alcanzan en un tiempo de tratamiento de 15 min y al aplicar una intensidad de corriente de 0,1 A.

Sección (b): En este caso la muestra presenta una conductividad eléctrica de 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y se aprecia que el porcentaje máximo de remoción es de 97,6% el cual se consigue tras 15 min de tratamiento y sin diferencia apreciable al operar con intensidades de corriente entre 0,1 A y 0,15 A.

Sección (c): Siendo una muestra con una conductividad de 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se alcanza una remoción de turbiedad del 98,1% al transcurrir un tiempo de tratamiento de 15 min y empleando una intensidad de corriente de 0,15 A, no obstante, según la gráfica de superficie de respuesta, se aprecia que desde intensidades de corrientes mayores a 0,12 A y 15 min de tratamiento se empieza a obtener remociones de 98,1% en la turbiedad.

Tras analizar todas las secciones comprendidas en la Figura 18 se aprecia que para las condiciones reflejadas en la sección **(b)** y **(c)** que corresponde a conductividades de 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente se obtienen remociones de turbiedad satisfactorias para el método, esto en concordancia con lo antes reflejado en la Figura 14 donde se observa que las remociones mejoran conforme se incrementan la conductividad.

Pese a lo antes mencionado las condiciones de operación para llevar a cabo las pruebas con agua natural real se eligieron a partir de la sección **(a)** debido a que según CAPRE (1994) el límite máximo permisible para la conductividad eléctrica en agua natural para consumo es de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por tanto si se hubiese seleccionado las condiciones reflejadas en las secciones **(b)** o **(c)** habría implicado un inconveniente puesto que sería necesario un reajuste para cumplir con el valor recomendado por la norma de calidad.

Las condiciones de operación seleccionadas por lo antes explicado fueron de: 15 minutos de tratamiento aplicando una intensidad de corriente de 0,1 A con una conductividad eléctrica de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$

6.2.2 Condiciones para Agua Residual

La Figura 19 contiene los gráficos de superficie para la remoción de turbiedad, donde se incluyen los tres factores evaluados en este estudio. Del análisis se seleccionó las condiciones de operación para las pruebas reales con agua residual.

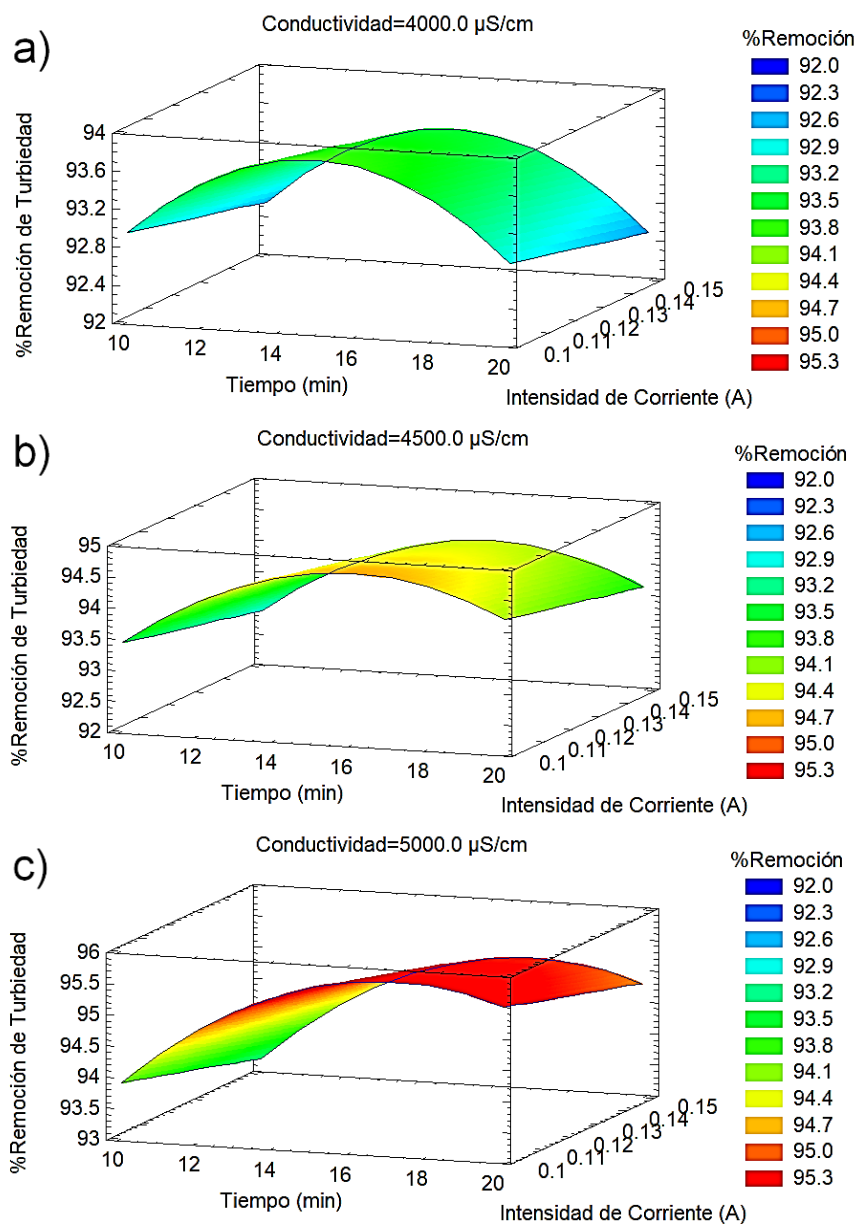


Figura 19. Gráficos de Superficie para Remoción de Turbiedad en Agua Residual

Según los gráficos de superficies contenidos en la Figura 19 se puede analizar lo siguiente:

Sección (a): En este caso la muestra presenta una conductividad eléctrica de 4 000 $\mu\text{S/cm}$ y se aprecia que el porcentaje máximo de remoción es de 93,8% el cual se obtiene al transcurrir 15 min de tratamiento y sin diferencia apreciable al operar con intensidades de corriente entre 0,1 A y 0,15 A.

Sección (b): Siendo una muestra con una conductividad de 4 500 $\mu\text{S/cm}$ se alcanza una remoción de turbiedad del 94,7% al transcurrir un tiempo de tratamiento de 16 min y empleando una intensidad de corriente de 0,10 A.

Sección (c): Corresponde a una muestra de agua con una conductividad eléctrica de 5 000 $\mu\text{S/cm}$ en donde los mejores resultados para la remoción de turbiedad fueron de 95,3% a partir de un tiempo de 13 min al operar con una intensidad de corriente de 0,1 A.

Tras analizar todas las secciones comprendidas en la Figura 19 se aprecia que para las condiciones reflejadas en la sección **(c)** que corresponde a la conductividad de 5 000 $\mu\text{S/cm}$ se obtienen remociones de turbiedad satisfactorias para el método, las cuales destacan sobre las condiciones reflejadas en las secciones **(a)** y **(b)** esto en concordancia con lo antes reflejado en la Figura 16 donde se observa que las remociones mejoran proporcionalmente al incremento de la conductividad.

En base a los análisis estadísticos los cuales reportan que las mejores condiciones de operación para efectuar el proceso de EC fueron de: 13 min de tratamiento a una intensidad de corriente de 0,1 A y 5 000 $\mu\text{S/cm}$ para la conductividad, manteniendo así el agua tratada dentro del límite máximo permitido en el decreto 21-2017 (ANN, 2017).

No obstante, el agua residual real difería de la caracterización del agua residual sintética elaborada en el laboratorio, puesto que poseía una baja concentración de partículas coloidales las cuales son fundamentales para la floculación y posterior sedimentación, en estas condiciones los porcentajes de remoción de turbiedad no excedían el 60%.

En estos casos como se reporta en el marco de referencia se requiere la adición de polielectrolitos, como arcilla o bentonita, para mejorar el contacto interparticular o bien aplicar dosis de coagulante más altas.

Así pues, usando el método de prueba y error se redefinieron las condiciones de operación hasta concluir en la aplicación de 1 A de intensidad de corriente durante 5 min de tratamiento, obteniendo así porcentajes mayores al 90% de remoción.

Teniendo en cuenta las dimensiones de los electrodos, este cambio en la aplicación de la intensidad de corriente implica exceder los valores recomendados en el marco de referencia para evitar la aparición del efecto Joule, no obstante, a como se puede comprobar en el Anexo D, la energía liberada en forma de calor es de 0,21 mJ debido a la corta duración del tratamiento, lo cual no supone grandes pérdidas. Esto podría solucionarse empleando electrodos con un área de sección transversal mayor, no obstante, debido a limitaciones técnicas en el laboratorio se realizaron las pruebas con electrodos de menor área.

6.3 Pruebas Reales

A partir de los datos contenidos en la Tabla 15 y la Tabla 16, se realizó una comparación de medias para cada una de las remociones obtenidas por ambos métodos de coagulación. A continuación, se discuten e interpretan los resultados de tal comparación.

6.3.1 Agua Natural

Acorde al análisis estadístico únicamente existe diferencia significativa entre los métodos de coagulación para dos parámetros (pH final e Incremento de SDT) los cuales se discuten a continuación. El resto de parámetros puede consultarse en el Anexo E.

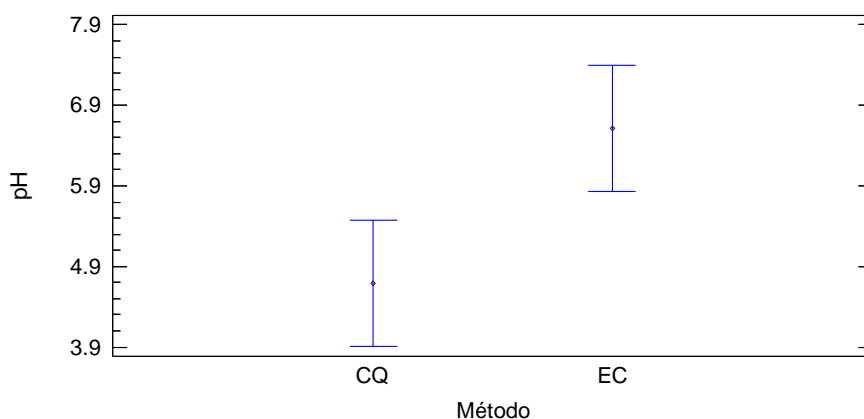


Figura 20. pH del Agua Natural después del Tratamiento

La Figura 20 refleja los valores promedios para el pH del agua después del tratamiento. En este caso se aprecia que el pH para el agua tratada por CQ disminuye hasta un pH de 4,7 debido al consumo de alcalinidad al reaccionar el sulfato de aluminio con el agua.

Esta disminución del pH supone la necesidad de adición de agentes químicos para la neutralización y ajuste del mismo. Caso contrario se pueden presentar efectos tales como corrosividad, alteración de la solubilidad de especies iónicas presentes en el agua e incrustaciones en redes de distribución; además el pH puede disminuir incluso más en etapas posteriores de tratamiento como la desinfección (Cánepa de Vargas et al., 2004).

En el caso del agua tratada por EC, el pH también disminuyó, cayendo hasta un valor de 6,6. Esta disminución está asociada a la pasivación de los electrodos donde son depositados iones carbonatos sobre la superficie de los mismos con lo cual pierde capacidad amortiguadora. No obstante, la disminución del pH no es tan notoria como en el primer caso manteniéndose en un valor cercano al neutro y no es necesaria la adición de sustancias químicas para ajustar nuevamente el pH.

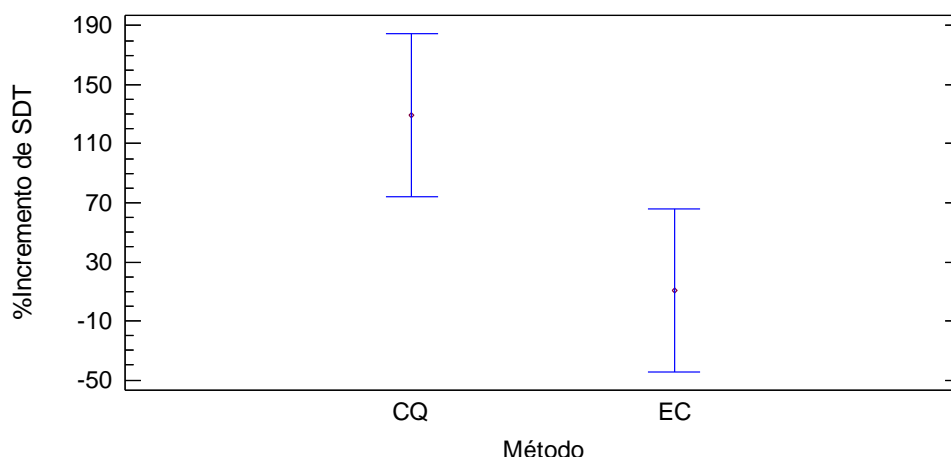


Figura 21. Incremento de Sólidos Disueltos en Agua Natural

A como se observa en la Figura 21, los bigotes de las medias (los cuales representan un intervalo de incertidumbre) no se traslapan en el gráfico, por lo tanto, existe diferencia significativa para el incremento de SDT entre los métodos de CQ y EC.

El incremento de SDT después del tratamiento para CQ alcanza un valor promedio de 130% y este se debe a la liberación de iones sulfatos producto de las reacciones del sulfato de aluminio en el agua. Este incremento puede suponer un problema en distintos niveles (Cánepa de Vargas et al., 2004).

- **Industrial:** Aumento de la dureza del agua y efectos corrosivos en aguas con un pH ácido.
- **Salud:** La presencia de sulfatos confiere al agua un sabor amargo, lo cual puede desencadenar reacciones fisiológicas adversas en los consumidores, además, la presencia en altas concentraciones de sulfatos le confiere al agua efectos laxantes.
- **Económico:** La eliminación de los iones sulfatos del agua puede resultar costosa y requerir métodos complicados.

En base a lo anterior, según CAPRE (1994) el agua para consumo humano debe tener una concentración de sulfatos entre 25 mg/L como valor recomendado y 250 mg/L como valor máximo admisible. El incremento del 130% en el contenido de sólidos implica la adición promedio de 215 mg/L con lo cual excede el valor recomendado (ver Anexo D).

En el caso de la EC el incremento se debe a la adición de iones cloruros para ajustar la conductividad al nivel deseado para el tratamiento llegando a alcanzar un valor promedio del 15% en el incremento de SDT. Cánepa de Vargas et al. (2004) destaca los siguientes efectos sobre el agua de los iones cloruros.

- **Industrial:** Puede ejercer una acción disolvente sobre ciertas sales presentes en el agua y también sobre algunos componentes del cemento al impartirles una acción corrosiva y erosionante, en especial a pH bajo.
- **Salud:** Más allá de incrementar la salinidad y por ende alterar el sabor del agua no se registran efectos adversos sobre la salud.
- **Económico:** La remoción de iones cloruros puede resultar costosa y requerir métodos sofisticados, siendo más práctico emplear la destilación.

Referente a la concentración de cloruros CAPRE (1994) establece una concentración de 25 mg/L como valor recomendado y un valor máximo admisible de 250 mg/L. El aumento registrado en los sólidos disueltos totales por la adición de cloruro de sodio representa un incremento en la concentración de cloruros de 6,06 mg/L manteniéndose dentro del valor recomendado para consumo humano.

6.3.2 Agua Residual

El análisis estadístico reporta que existe diferencia significativa para las remociones de Turbiedad, Color, pH y SDT entre los métodos de coagulación estudiados los cuales se discuten a continuación. El resto de parámetros estudiados pueden consultarse en el Anexo E.

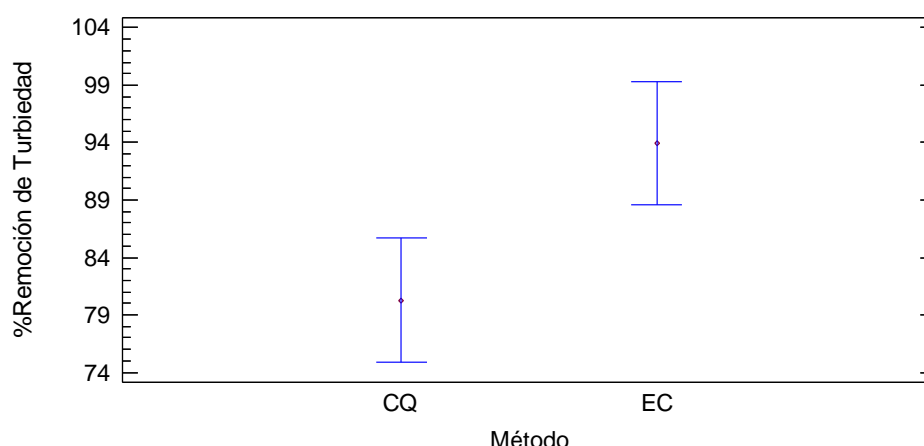


Figura 22. Remoción de Turbiedad para Agua Residual

Según la Figura 22 para el método de CQ la remoción promedio obtenida para la turbiedad alcanza un valor de 80,26% el cual es menor que el registrado por el método de EC con un porcentaje de remoción de 93,93%.

En este caso el método de EC tras obtener las mejores remociones tiene preferencia como tratamiento para eliminar la turbiedad, manteniendo la turbiedad remanente en un valor mínimo, esto como señala Castro de Esparza (1987) en el proceso de eliminación de los organismos patógenos, por la acción de agentes químicos como el cloro, las partículas causantes de la turbiedad reducen la eficiencia del proceso y protegen físicamente a los microorganismos del contacto directo con el desinfectante. Por esta razón, si bien las normas de calidad establecen un criterio para turbiedad en la fuente de abastecimiento, esta debe mantenerse mínima para garantizar la eficacia del proceso de desinfección.

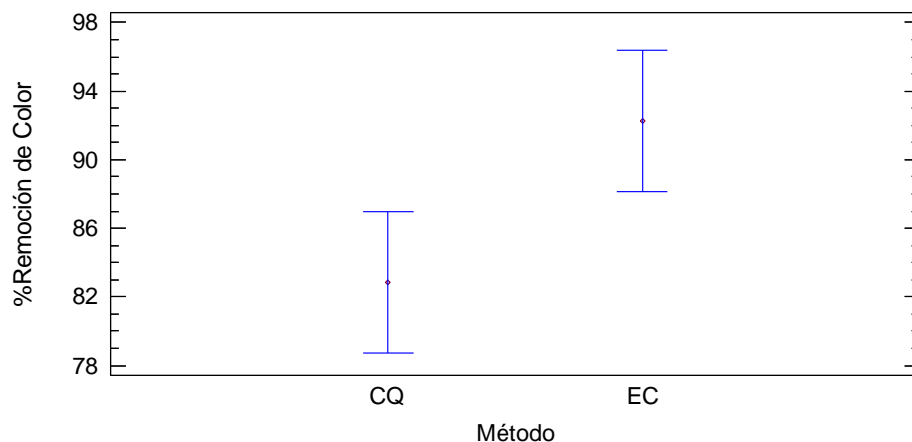


Figura 23. Remoción de Color para Agua Residual

En la Figura 23 se observan los valores promedios para la remoción de color empleando los métodos de CQ y EC. Referente al método de CQ se obtiene una remoción promedio de 82,86% siendo significativamente distinta a la alcanzada por EC con una remoción de 92,24%.

En la práctica es necesario eliminar la máxima cantidad de color posible ya que por su origen, comúnmente compuestos de naturaleza orgánica, el color residual puede dar lugar a la formación de trihalometanos durante el proceso de desinfección los cuales presentan efectos cancerígenos en los consumidores Cánepa de Vargas et al. (2004).

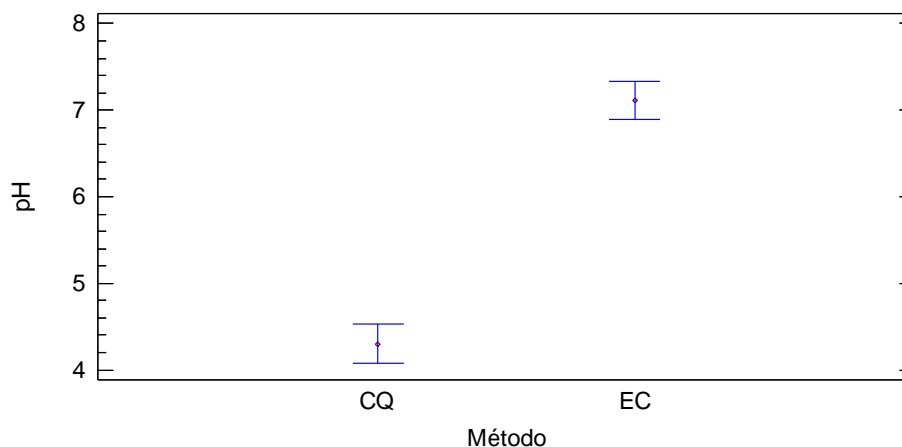


Figura 24. pH del Agua Residual después del Tratamiento

Como se observa en la Figura 24 el pH del agua residual tratada por el método de CQ redujo su pH hasta un valor promedio de 4,3. Por su parte, después de la aplicación del método de EC se mantiene en el agua tratada un valor promedio de 7,10.

Esta diferencia en los valores promedios para el pH después del tratamiento supone una ventaja para el método de EC en donde no se presentarán efectos adversos por la corrosividad del agua ni será necesario la adición de agentes químicos para ajustar el pH hasta un nivel neutro, caso contrario para el agua tratada por CQ.

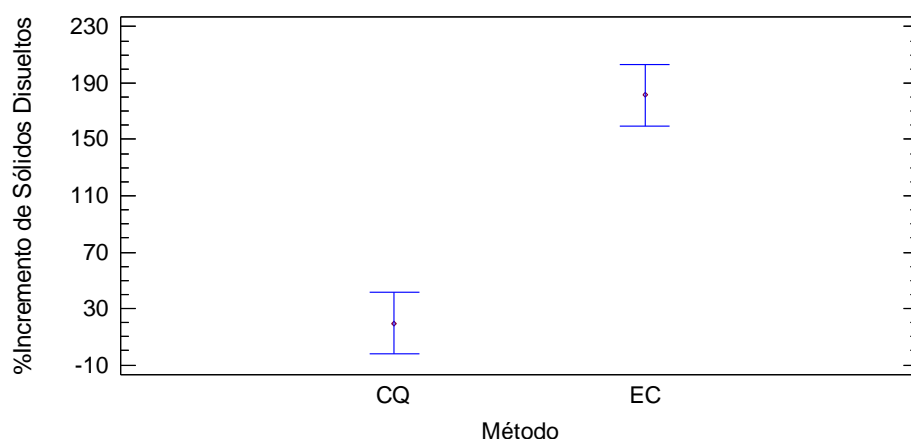


Figura 25. Incremento de Sólidos Disueltos en el Agua Residual

Tal como se refleja en la Figura 25 el incremento en los sólidos disueltos en el agua alcanza un valor promedio del 19,58% con el método de CQ debido a la generación de sulfatos al reaccionar el sulfato de aluminio en el agua. El incremento de sólidos disueltos, es más pronunciado en el agua tratada con el método de EC ya que se realizó un ajuste de conductividad pasando desde cerca de los 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta los 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ empleando para ello cloruro de sodio.

El incremento en la concentración de sulfatos en el agua le confiere propiedades corrosivas especialmente en aguas con un pH ácido por lo que (ANN, 2017) en el Decreto 21 – 2017 arto. 22 establece un valor máximo de 500 mg/L para el vertido de aguas residuales al sistema de alcantarillado; en este caso el incremento registrado se debe a la adición de una concentración promedio de sulfatos igual a 301 mg/L manteniéndose dentro del margen permitido.

Los cloruros tienen un efecto similar al de los sulfatos en el agua confiriéndole propiedades corrosivas particularmente en aguas con un pH ácido por lo que ANN (2017) en el Decreto 21-2017 arto. 22 establece un valor máximo para la concentración de cloruros de 1 000 mg/L para el vertido de aguas residuales al sistema de alcantarillado. El incremento registrado en los sólidos disueltos totales en el agua tratada con el método de EC implica la adición de una concentración igual a 909,78 mg/L con lo que se mantiene cerca del valor máximo permitido.

6.4 Evaluación de Impacto Ambiental

Para la evaluación de impacto ambiental se consideró el contenido de aluminio residual presente en los lodos producidos por ambos métodos de coagulación, dichos resultados se presentan a continuación.

Tabla 20. Contenido de Aluminio Residual y la NTON 05 027 – 05

Agua	Método	Media de Aluminio Residual	Valor p contrastado para un contenido de aluminio residual de			
			5	0,9	0,5	0,1
Natural	CQ	38,475	0,0426985	1,69316E-11	1,19947E-11	8,80496E-12
	EC	4,185	1,0	0,045525	0,0444809	0,0434661
Residual	CQ	326,587	1,30812E-8	4,21977E-9	3,85437E-9	3,52997E-9
	EC	80,6	0,0193009	0,0147827	0,0144181	0,0140649

Se realizó una prueba de hipótesis para comprobar si el contenido de aluminio residual producto de los tratamientos con CQ y EC para ambos tipos de agua satisfacían los valores establecidos en la Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense NTON 05 027 – 05. Dicha prueba reporta que el método de EC aplicado a agua natural satisfizo uno de los valores para el vertido de agua con un contenido de aluminio de $4,185 \text{ mg/L} < 5 \text{ mg/L}$ (el cual corresponde a agua de reúso para riego) con un valor de $p = 1$. En el resto de los casos el valor de $p < 0,05$, por lo que se concluye que el contenido de aluminio residual no satisfizo la norma, en este caso es necesario realizar un tratamiento de los lodos previo a su vertido y disposición final. Las tecnologías usadas comúnmente para el tratamiento de lodos son: Espesamiento, digestión, secado y disposición final.

6.5 Consumo Energético durante el Proceso de Electrocoagulación

El consumo específico de energía eléctrica asociado a la aplicación del método de EC para el tratamiento de las muestras de agua depende de la dosis de coagulante empleada, la densidad de corriente aplicada, el potencial aplicado en la celda y la conductividad eléctrica inherente a cada tipo de agua, información contenida en la Tabla 21.

Tabla 21. Consumo Específico de Energía Eléctrica

Tipo de Agua	Densidad de corriente (A/m²)	Potencial promedio (V)	Masa teórica (mg)	Masa real (mg)	Eficiencia de Corriente (%)	seec (KWh/KgAl)
Natural	17,85	18	8,37	11	131	42,01
Residual	178,5	10	27,9	26	93	31,98

La eficiencia de corriente alcanzada al aplicar el método de EC en aguas residuales fue menor a los reportados en la Tabla 2, esto debido a: la aplicación de una densidad de corriente mucho mayor a la recomendada, con lo cual parte de la energía se perdió en forma de calor por efecto Joule y la pasivación de los electrodos (Anexo F, Figura F.10). No obstante, el consumo específico de energía eléctrica fue menor para tratar el agua residual, esto debido a que poseía una conductividad eléctrica mucho mayor con lo cual, pese a aplicar una densidad de corriente mayor se necesitó un menor potencial.

Siendo que el consumo energético es una de las principales desventajas para la implementación del método de EC, esto puede ser compensado utilizando fuentes de energía renovables como es el caso de celdas fotovoltaicas; por ejemplo, el precio promedio de la energía eléctrica a partir de combustibles fósiles durante el año 2017 según INE (2017) fue de 0,21 US\$/KW-h, siendo casi el doble de los reportados por IRENA (2018) para la energía fotovoltaica con un precio de 0,1 US\$/KW-h, los cuales se esperan que disminuyan hasta un 59% para el año 2025 según IRENA (2016), esto debido a la disminución de los costos de producción de paneles solares así como mejoras en la conversión de energía fotovoltaica a energía eléctrica. La diferencia en los costos para el proceso de EC empleando combustibles fósiles y energía fotovoltaica están comprendidos en la Tabla 22.

Tabla 22. Diferencia para el Consumo Energético

Tipo de Agua	Costo energético a partir de combustibles fósiles	Costo energético a partir de energía fotovoltaica
Natural	8,82 US\$/KgAl	4,2 US\$/KgAl
Residual	6,59 US\$/KgAl	3,2 US\$/KgAl

Es importante señalar que los datos contenidos en la Tabla 22 se encuentran en función de la dosis de coagulante aplicada, así pues, tienen una mayor significancia a escala industrial puesto que en escala de laboratorio las dosis aplicadas son del orden de miligramos.

La implementación de fuentes de energía renovable incurre en una mayor inversión inicial en comparación a las fuentes de energía a partir de combustibles fósiles, no obstante según Vergara, Isbell, Rios, Gómez, & Alves (2014) el uso de energía renovable supone a largo plazo la recuperación del capital inicial invertido además de evitar los incrementos en los costos energéticos de combustibles fósiles producidos por el alza del precio del petróleo. No obstante, la relación beneficio – costo de la implementación de fuentes de energía renovables para la aplicación del proceso de coagulación a través del método de EC irá en dependencia de las políticas y el apoyo de acompañamiento que dé el gobierno local.

Finalmente, con los resultados obtenidos en esta investigación se presenta al método de EC como una alternativa frente a la CQ para la operación unitaria de coagulación, presentando una serie de ventajas frente a la CQ para los dos tipos de agua estudiada, tales como: aplicación de una menor dosis de coagulante, menores tiempos de tratamiento, estabilidad del pH del agua después del tratamiento, flóculos de mayor tamaño fácilmente removibles, mejores porcentajes de remoción en la mayoría de contaminantes estudiados, elude la necesidad de adicionar agentes químicos como polielectrolitos para mejorar la eficiencia en la remoción de contaminantes o para neutralizar el grado de acidez hasta un valor neutro.

VII. CONCLUSIONES

Los objetivos planteados para la ejecución de esta investigación fueron alcanzados satisfactoriamente; se pudo comparar la eficiencia para la remoción de contaminantes obtenida con los métodos de electrocoagulación (EC) y coagulación química (CQ) en aguas naturales y residuales textiles a través de un análisis estadístico el cual reporta mejores porcentajes de remoción con el método de EC.

Otras ventajas registradas del método de EC en comparación al método de CQ son: aplicación de menores dosis de coagulante, y por consiguiente un menor volumen de lodos aluminicos; estabilidad del pH luego del tratamiento, con lo cual se evita el uso de agentes químicos para el ajuste del mismo; menores tiempos de tratamiento, en especial en el caso del agua residual, lo cual a escalas industriales tiene un efecto más apreciable reduciendo el tiempo de retención en floculadores horizontales y por consiguiente se reducen los costos de inversión inicial para la infraestructura de una planta de tratamiento; dichas ventajas permiten concluir que a escala de laboratorio el método de EC presenta ventajas competitivas frente al método de CQ.

Las condiciones de operación seleccionadas a partir del análisis del diseño experimental para el tratamiento del agua natural con el método de EC fueron 0,1 A de intensidad de corriente, 15 min de tratamiento más 20 min de sedimentación, y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad lo cual equivale a la aplicación de 4,18 mg/L de Al^{3+} (aluminio trivalente) como coagulante. Las remociones registradas bajo estas condiciones de operación fueron de 98,6% de turbiedad, 96,21% de color, 99,06% de SST (sólidos suspendidos totales), 100% de DQO (demanda química de oxígeno) y un pH de 6,6 después del tratamiento.

Para el método de CQ al realizar la prueba de jarras se aplicó una dosis promedio de coagulante igual a 500 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (sulfato de aluminio decaoctohidratado) equivalente a 38,47 mg/L de Al^{3+} con un tiempo de tratamiento de: 1 min de mezcla rápida (150 rpm) 20 minutos de mezcla lenta (100 rpm) y 20 min de sedimentación. Las remociones alcanzadas con el método de CQ fueron de 97,94% de turbiedad, 95,8% de color, 96,39% de SST, 100% de DQO y un pH de 4,7 después del tratamiento.

Para el agua residual tratada por el método de EC se emplearon las siguientes condiciones: 1 A de intensidad de corriente, 5 min de tratamiento más 20 min de sedimentación y 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad, lo cual equivale a la aplicación de 13,95 mg/L de Al^{3+} como coagulante. Las remociones conseguidas bajo estas condiciones fueron de 93,93% de turbiedad, 92,24% de color, 100% de SST, 65,70% de DQO y un pH de 7,10 después del tratamiento.

Para el método de CQ al realizar la prueba de jarras se aplicó una dosis promedio de coagulante igual a 700 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (sulfato de aluminio decaoctohidratado) equivalente a 56,7 mg/L de Al^{3+} con un tiempo de tratamiento de: 1 min de mezcla rápida (150 rpm), 20 minutos de mezcla lenta (100 rpm) y 20 min de sedimentación. Las remociones alcanzadas con el método de CQ fueron de 80,26% de turbiedad, 82,86% de color, 100% de SST, 45,5% de DQO y un pH de 4,3 después del tratamiento.

Referente al impacto ambiental el volumen de lodos aluminicos generado al tratar las muestras de agua fue menor con el método de EC obteniendo una concentración de aluminio residual promedio de 4,86 mg/L y 80,82 mg/L en las muestras de agua natural y residual textil respectivamente. Con el método de CQ se obtuvo un contenido promedio de aluminio residual en los lodos de 40,42 mg/L y 326,02 mg/L al tratar las muestras de agua natura y residual textil respectivamente.

Considerando lo antes descrito, si bien es cierto que el contenido de aluminio residual es menor al comparar entre los métodos de CQ y EC, únicamente pueden reutilizarse los lodos generados en el tratamiento de agua natural con el método de EC, ya que son los únicos que cumplen con el valor máximo admisible de 5 mg/L para su reúso como agua de riego. Para los demás efluentes de lodos sería necesario realizar una línea de tratamiento de lodos previo a su disposición final, no obstante, debido a la escala a la que se realizó este estudio esto no fue posible puesto que se necesitaría un caudal de salida.

VIII. RECOMENDACIONES

En base a los resultados obtenidos se pueden tomar las siguientes recomendaciones para futuras investigaciones afines a este tema:

- Disponer de unos electrodos con mayor área superficial para, en el caso de ser necesario, trabajar con intensidades de corriente mayores y evitar la manifestación del efecto Joule. En este caso también sería necesario aumentar el volumen del recipiente acorde a la longitud de los electrodos para asegurar su correcta inmersión y aprovechar al máximo su área superficial.
- Tener sumo cuidado con las conexiones eléctricas al momento de ensamblar la celda de electrocoagulación, puesto que malos contactos pueden interferir con la corriente suministrada, por ende, con la dosificación de coagulante.
- Operar con la conductividad más alta posible puesto que se obtienen mejores porcentajes de remoción y el consumo energético es menor.
- Disponer de al menos dos pares de electrodos para conectarlos simultáneamente y agilizar la realización de las pruebas.
- Para la preparación de muestras de agua sintética se recomienda usar tierras arcillosas (sonsocuite) o reactivo caolín puesto que agregan una mayor concentración de partículas coloidales en comparación a las tierras arenosas.

Futuros temas de investigación relacionados al método de electrocoagulación son:

- Ampliación de la frontera de agua de estudio, tales como metalurgia, minería, aguas residuales domésticas, galvanotecnia o industrias alimentarias; así como los contaminantes estudiados tales como grasas y aceites, DBO, metales pesados y/o detergentes.
- Investigación de la electroflotación y el efecto desinfectante en una celda de electrocoagulación.

- Efecto de otras variables de operación, tales como el espaciado, material y arreglo de los electrodos o la velocidad de agitación.
- Investigar los fenómenos asociados a la pasivación de los electrodos, así como métodos para menguar sus efectos.
- Realizar un escalamiento a nivel de planta piloto para evaluar las variables asociadas a la aplicación del método de electrocoagulación de manera continua, tales como caudal, componentes hidráulicos, así como la posibilidad de instalar una línea para el tratamiento de lodos.
- Estudio de las tecnologías y de los recursos necesarios para la instalación y puesta en marcha de una planta de tratamiento que sustituya el método de coagulación química por electrocoagulación.
- Estudio de factibilidad de la puesta en marcha de una planta de electrocoagulación a partir de energías renovables (fotovoltaica, eólica, hidráulica, geotérmica).

IX. NOMENCLATURA

%R	Porcentaje de remoción obtenido	%
%R _i	Porcentaje de remoción para cada uno de los contaminantes	%
A	Área de sección transversal del electrodo	m ²
c	Equivalente electroquímico	mg/A-s
C _f	Concentración final del contaminante	mg/L
C _o	Concentración inicial del contaminante	mg/L
F	Constante de Faraday	96 500 C/mol
I	Intensidad de corriente	A
L	Longitud del electrodo	m
j	Densidad de corriente	A/m ²
M	Peso molecular del metal	g/mol
m	Dosis de metal adicionado	mg/L
m _L	Masa de lodos producidos en el tratamiento	g
n	Número de electrones intercambiados en la reacción Redox	e ⁻
pH	Potencial de hidrogeno	-
Seec	Consumo específico de energía eléctrica	KW-h/Kg Al
Q	Pérdidas de energía por efecto Joule	J
R	Resistencia eléctrica	Ω
t	Tiempo de tratamiento	min
T	Temperatura	°C
U	Potencial aplicado en la celda	V
V	Volumen de agua a tratar	L
V _L	Volumen de lodos producido	L
w	Cantidad de metal generado por unidad de área	g/cm ²
ρ	Resistividad del metal	Ωm
ρ _{H₂O}	Densidad del agua	Kg/m ³
σ	Conductividad eléctrica	μS/m
Y	Gravedad específica de los lodos	
φ	Eficiencia de corriente	%

X. REFERENCIAS

- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., & Belgaied, J.-E. (2004). Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr (VI) by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 112(3), 207-213.
- Aguilar, M. I. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación*: Universidad de Murcia.
- Albarrán-Zavala, E. (2008). El potencial redox y la espontaneidad de las reacciones electroquímicas. *Latin-American Journal of Physics Education*, 2(3), 32.
- Arango Ruíz, Á. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de investigación*, 2(1).
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation, (WEF), (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 2): American Public Health Association.
- Barabasz, W., Albinska, D., Jaskowska, M., & Lipiec, J. (2002). Ecotoxicology of aluminium. *Polish journal of environmental studies*, 11(3), 199-204.
- Barcelo, J., & Poschenrieder, C. (2002). Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: a review. *Environmental and Experimental Botany*, 48(1), 75-92.
- Beck, E., Giannini, A., & Ramirez, E. (1974). Electrocoagulation clarifies food wastewater. *Food technology*.
- Bernal-Martínez, L., Morelos, C. S., Hernández, I. L., Díaz, C. B., & Cruz, A. C. (2011). Tratamiento de agua residual municipal por un sistema Físicoquímico y oxidación química en flujo continuo. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 69.
- Blanco Jurado, J. (2009). *Degradación de un efluente textil real mediante procesos Fenton y Foto-Fenton*. Universitat Politècnica de Catalunya.

- Burton, F., David, S., & Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*: Metcalf & Eddy, Inc.
- Cable Organizer (2019). Wires & Cables Recuperado de <https://www.cableorganizer.com/cables/> (29 de marzo de 2019)
- Camero, J. P. G. (2002). *Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el parque natural de Monfragüe*. Universidad de Extremadura.
- Campos Aguilar, K. E., Cardona Anaya, J. G., & Centeno Pérez, A. M. (2016). *Propuesta de un sistema de gestión ambiental para lodos procedentes de la industria textil en El Salvador*. Universidad de El Salvador.
- Cánepa de Vargas, L., Maldonado, V., Barrenechea, A., & Aurazo, M. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano: plantas de filtración rápida. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente–CEPIS–, Organización Panamericana de la Salud–OPS–, Lima, Perú*.
- Cárdenas, Y. A. (2000). Tratamiento de agua coagulación y floculación. *Evaluación de Plantas y Desarrollo Tecnológico*. Lima, Perú.
- Castells, X. E. (2012). *Vías de tratamiento y valorización de fangos de depuradora: Reciclaje de residuos industriales*: Editorial Díaz de Santos, S.A.
- Castro de Esparza, M. L. (1987). *Parámetros físico-químicos que influyen en la calidad y en el tratamiento del agua*. Paper presented at the Curso Taller sobre Control de Calidad Analítica.
- Centro Nacional de Zonas Francas, CZNF (2008). Directorio Industrial Nicaragua *Comisión Nacional de Zonas Francas* Comisión Nacional de Zonas Francas.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*, 38(1), 11-41.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., & Djafarzadeh, N. (2006). Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. *Journal of hazardous materials*, 129(1-3), 116-122.
- De Souza Aloisyo, B. (1999). *Nocoes Gerais De Tratamento E Disposicao Final De Lodos De Estacoes De Tratamento De Agua*: Rio De Janeiro: Recope (Rede Cooperativa De Pesquisas).

- De Zumaeta, M. A. (2004). Aspectos biológicos de la calidad del agua. *De Vargas L., coordinador. Tratamiento de agua para consumo humano. Lima: CEPIS/OPS*, 329-370.
- Engel, T., Reid, P., Hehre, W., Rodríguez, A. R., Román, J. Z., & Pascual, A. B. (2007). *Introducción a la fisicoquímica: termodinámica*: Pearson Educación.
- Enger, E. D., & Smith, B. (2006). *Ciencia Ambiental Un estudio de interrelaciones* (Décima ed.): McGraw-Hill.
- Fernández Alba, A. R., Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S., & Sanz García, J. M. (2006). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales.
- Flaten, T. P., Alfrey, A. C., Birchall, J. D., Savory, J., & Yokel, R. A. (1996). Status and future concerns of clinical and environmental aluminum toxicology. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 48(6), 527-542.
- Fuentes, J. E. R. (2016). *Diseño de Planta de Tratamiento de Agua Potable en la Comunidad de La Ñambara, Municipio de San Pedro de Lóvago, Departamento de Chontales*. Universidad Centroamericana, Managua.
- Herrera, R. (2006). ABC sobre el recurso agua y su situación en Nicaragua. *ENACAL. Managua*.
- Hübscher, H. (1991). *Electrotecnia. Curso elemental*: Reverté.
- Instituto Nicaragüense de Energía. (2017). Precio promedio de la energía eléctrica a nivel nacional. https://www.ine.gob.ni/DGE/estadisticas/2017/precio_promedio_2017_act_nov18.pdf
- International Renewable Energy Agency. (2016). The Power to Change: Solar and Wind Cost Reduction Potential to 2025. https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2016/IRENA_Power_to_Change_2016.pdf
- International Renewable Energy Agency. (2018). Renewable Power Generation Costs in 2017. <https://www.irena.org/publications/2018/Jan/Renewable-power-generation-costs-in-2017>
- Jiang, J.-Q., Graham, N., André, C., Kelsall, G. H., & Brandon, N. (2002). Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. *Water research*, 36(16), 4064-4078.
- Jiménez, A. A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista interdisciplinar de gestión ambiental*, 2(23), 12-19.

- Leatherland, J. F. (2010). Endocrine and reproductive system, including their interaction with the immune system. *Fish Diseases and Disorders. Volume 2, Non-Infectious Disorders*, 85-143.
- Lequerica, J., Vallés, S., Flors, A., & Madarro, A. (1980). Producción de metano por fermentación anaeróbica: I. Descripción del proceso. *Revista de agroquímica y tecnología de alimentos*, 20(2), 189-208.
- Liu, H., Zhao, X., & Qu, J. (2010). Electrocoagulation in water treatment *Electrochemistry for the Environment* (pp. 245-262): Springer.
- María Virginia Orozco Picado, E. T. S. C. (2017). *Implementación del modelo matemático predictivo para la determinación del riesgo en la salud producido por trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA), durante el proceso de potabilización de las aguas superficiales provenientes del lago Cocibolca y el río Dipilto*. Universidad Centroamericana.
- Massol, A. (2002). Parámetros Físico-Químicos: Alcalinidad. *Universidad de Puerto Rico, Recinto Universitario de Mayagüez*, Disponible en: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-alcalinidad.pdf> (Consultado: 2018, Noviembre).
- Nemerow, N. L., & de Bascarán, G. M. (1977). *Aguas residuales industriales: teorías, aplicaciones y tratamiento*: Tursen, S.A. Hermann Blume Ediciones.
- Normas de Calidad del Agua para Consumo Humano (1994).
- OMS. (2003). Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/53). . *Aluminium in drinking-water*.
- Piña-Soberanis, M., Martín-Domínguez, A., González-Ramírez, C., Prieto-García, F., Guevara-Lara, A., & García-Espinoza, J. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista mexicana de ingeniería química*, 10(2), 257-271.
- Rahmani, A. (2008). Removal of water turbidity by the electrocoagulation method. *Journal of research in health sciences*, 8(1), 18-24.
- Ramírez, J. A. G., & Hurtado, J. C. U. (2003). Reutilización de lodos de planta de potabilización en el tratamiento de aguas residuales: Manizales: Universidad Nacional de Colombia.
- Reglamento en el que se establece las disposiciones para el vertido de aguas residuales, 21-2017 (2017).

- Restrepo, A., Arango, A., & Garcés, L. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción+ Limpia*, 1(2), 58-77.
- Restrepo Osorno, H. A. (2009). *Evaluación del proceso de coagulación-floculación de una planta de tratamiento de agua potable*. Universidad Nacional de Colombia.
- Ruíz, Á., & Garcés, F. (2009). Influencia de la conductividad eléctrica en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción+ Limpia*, 4(2), 54-64.
- Salvador, A. G., Alcaide, A. S., Sánchez, C. C., & Salvador, L. G. (2005). *Evaluación de impacto ambiental*: Pearson Prentice Hall.
- Salvatierra Suárez , T., & Caballero Arbizú, Y. (2006). Calidad del agua del Lago de Nicaragua (Cocibolca) en el área de influencia municipal del sur de la Isla de Ometepe 48. http://www.bvsde.org.ni/Web_textos/CIRA/CIRA0019/calidad%20del%20agua%20en%20el%20lago%20cocibolca%20municipio%20de%20ometepe.pdf (Consultado: 2018, Marzo)
- Sánchez, L. E. (2002). *Evaluación de impacto ambiental*: Montevideo: UNESCO.
- Severiche, C., Castillo, M., & Acevedo, R. (2013). Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. *Cartagena (Colombia)*.
- Suay Llopis, L., & Ballester Díez, F. (2002). Revisión de los estudios sobre exposición al aluminio y enfermedad de Alzheimer. *Revista española de salud pública*, 76, 645-658.
- Vega, R., Zamorano, J., Encina, F., & Mardones, A. (2015). Efecto del calcio sobre la toxicidad aguda de aluminio en alevines de trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) expuestos en aguas de diferente pH. *Latin american journal of aquatic research*, 43(2), 337-343.
- Vergara, W., Isbell, P., Rios, A. R., Gómez, J. R., & Alves, L. (2014). Beneficios para la sociedad de la adopción de fuentes renovables de energía en América Latina y el Caribe: Inter-American Development Bank.
- Young, H., Freedman, R., Sears, F., & Zemansky, M. (2013). Física Universitaria con física moderna. Vol. 2. Treceava edición. Ed: Pearson. México.

ANEXOS

XI. ANEXOS

A. Conductividad y Sólidos Totales Disueltos en el Lago Cocibolca

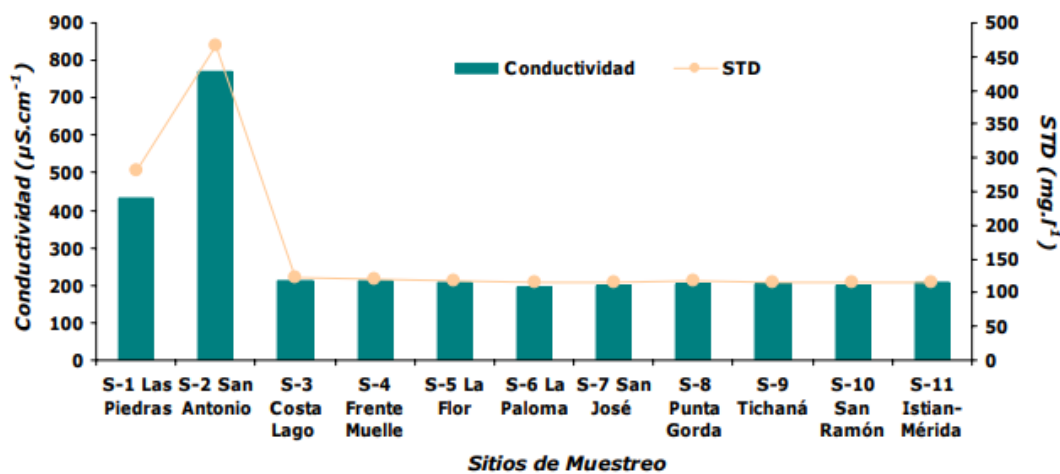


Figura A.1. Conductividad y Sólidos Totales Disueltos en el Lago Cocibolca

Tomado de Gráfica No.3 Salvatierra Suárez & Caballer Arbizú, 2006 p. 38

B. Materiales y Reactivos

Tabla B.1. Materiales y Reactivos

Materiales	Equipos e Instrumentos	Reactivos
1 pesa sustancias	1 balanza analítica METTLER AE 200	15 mL de ácido clorhídrico
2 electrodos de Aluminio (14cm*4cm)	1 termómetro analógico Taylor Mod.6399- 10/150°C	20 g de sulfato de aluminio decaoctohidratado (Al ₂ (SO ₄) ₃ *18H ₂ O)
1 beaker de 2 L	1 multímetro	0,64 g de dicromato de potasio (K ₂ Cr ₂ O ₇)
8 erlenmeyer de 150 mL	1 plancha eléctrica CORNING PC-420D	0,243 g de cloruro de hierro II tetrahidratado (FeCl ₂ 4H ₂ O)
4 cápsulas de porcelana	1 Fuente DC EL561 Power Supply	0,094 mg de sulfato de níquel hexahidratado (NiSO ₄ 6H ₂ O)
1 quitosato	1 turbidímetro 2100P HACH	1 g de carbonato de calcio (CaCO ₃)
4 filtro de fibra de vidrio whatman 934- AG Ø 47mm	1 pHmetro ORION 3 STAR oH Benchtop	2,496 g de sulfato de magnesio heptahidratado (MgSO ₄ 7H ₂ O)
10 goteros	1 conductivímetro ORION 3 STAR conductivity Benchtop	0,1644 g de nitrato de sodio (NaNO ₃)
	1 colorímetro DR 900 HACH	0,024 g de cloruro de cobalto II hexahidratado (CoCl ₂ 6H ₂ O)
	1 bomba de vacío GAST DOA-P704-AA	
	1 plancha de agitación VARIOMAG Electronicrührer POLY 15	
	1 temporizador PHIPPS&BIRDS	
	1 digestor HACH DRB 200	
	1 horno Barnstead Thermolync	

C. Métodos para la Evaluación de Parámetros

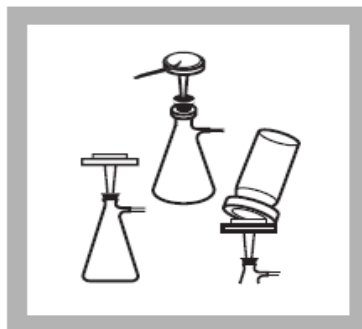
- *Turbidímetro*

El equipo debe calibrarse introduciendo los estándares de calibración para los tres siguientes rangos: 0-10, 10-100 y 100-1000 NTU. Para esto se enciende el equipo, se abre la tapa del compartimento y se introduce la celda que contiene el estándar más bajo y se presiona el botón cal, cuando aparece en la pantalla el icono So presione la tecla read y aparecerá un valor, si este se encuentra dentro del rango de 0-10 presione la tecla edit. Se saca la celda con el estándar y se coloca una nueva celda que contenga el segundo estándar siguiendo el mismo procedimiento anterior. Repetir con el tercer estándar.

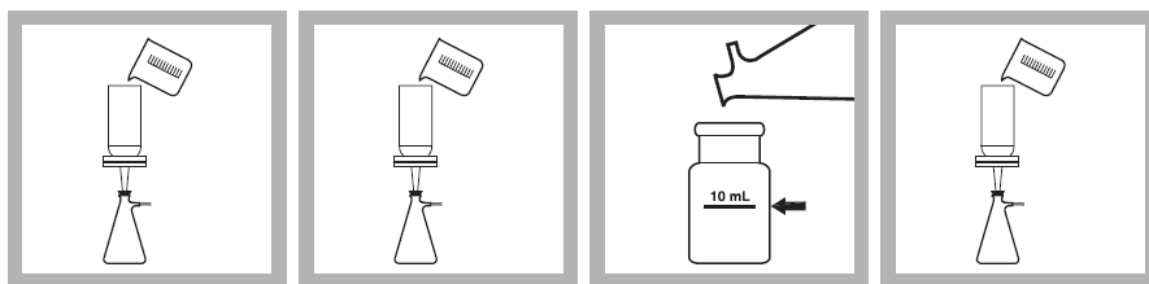
1. Recolecte una muestra de agua en un recipiente limpio. Llene una celda de 10 mL con esta agua, tenga el cuidado de tomar la celda por arriba.
2. Limpie la celda con una toalla de papel suave para remover marcas de grasa o cualquier otra suciedad en la superficie de la celda.
3. Presione el botón 1/0. El turbidímetro se encenderá. Coloque el turbidímetro en una superficie plana al momento de hacer las mediciones.
4. Ponga la muestra en el compartimento del equipo para tal fin, de modo que el diamante de la celda este de frente, cierre la tapa del compartimento.
5. Seleccione un rango (RANGE) adecuado de trabajo esto dependerá de cuan oscura vea su muestra de agua. La pantalla mostrará AUTORNG.
6. Seleccione SIGNAL AVERAGE. La pantalla mostrará SIG AVG.
7. Presione READ, la pantalla mostrará la turbiedad en NTU. Tome el valor de turbiedad después que el icono de la lámpara desaparezca.

- *Color*

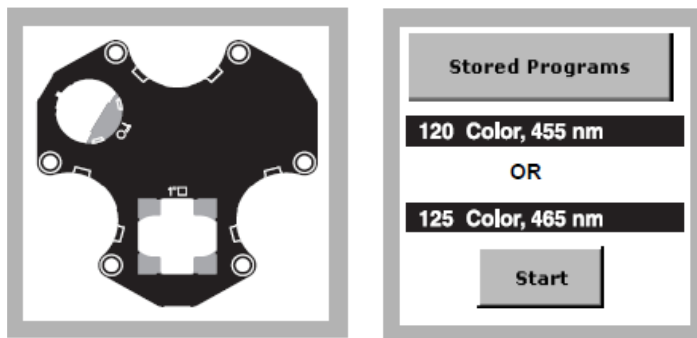
1. Ensamble el sistema de filtración al vacío y coloque el papel filtro Whatman 934-AG, Ø 47 mm.



2. Enjuague el papel filtro con 50 mL de agua desionizada. Haga succión con la bomba de vacío, descarte el agua filtrada de enjuague.
3. Coloque otros 50 mL de agua desionizada a través del filtro. Efectué succión con la bomba de vacío. Reserve el agua desionizada filtrada.
4. Llene una celda cuadrada de 10 mL con el agua filtrada en el paso anterior. Se le llamará blanco.
5. Coloque 50 mL de la muestra y fíltrela haciendo succión con la bomba de vacío.



6. Llene una segunda celda de 10 mL con la muestra filtrada.
7. Limpie la celda que contiene el blanco y la celda que contiene la muestra con papel toalla para eliminar cualquier interferencia que afecte la lectura.
8. Asegúrese de que antes de hacer las lecturas del blanco y la muestra, inserte el adaptador multiceldas con la cara de la celda hacia adelante. Seleccione el número del programa a utilizar.



9. Coloque la celda que contiene el blanco y presione la tecla que dice Zero, la pantalla del espectrofotómetro mostrará 0 units Pt-Co.
10. Coloque la celda que contiene la muestra, presione la tecla read, los resultados estarán en mg/L Pt-Co.



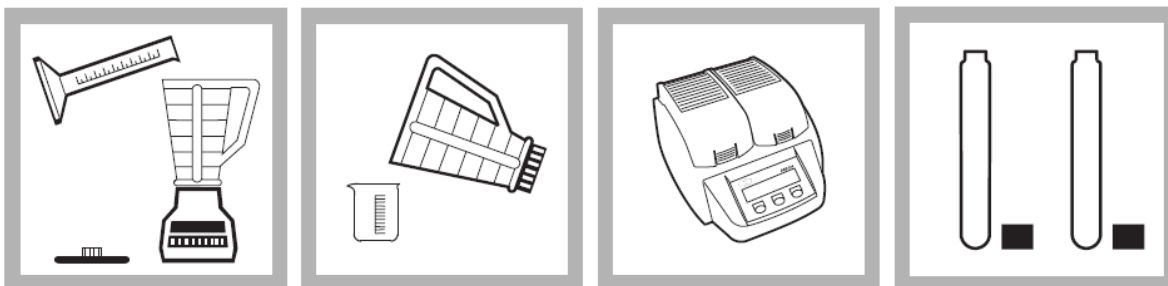
- *Conductivímetro*

El conductivímetro debe calibrarse usando una solución calibradora a base de KCl. Se enciende el equipo, se sumerge el electrodo en la solución calibradora y se presiona la tecla *CAL*; aparecerá en la pantalla varios rangos de medición, con la tecla que dice *arrow* seleccione el rango de acuerdo a su solución calibradora, presiones *edit*, le aparecerá el valor y la palabra *ready*, edítelo tocando la tecla que dice *yes*.

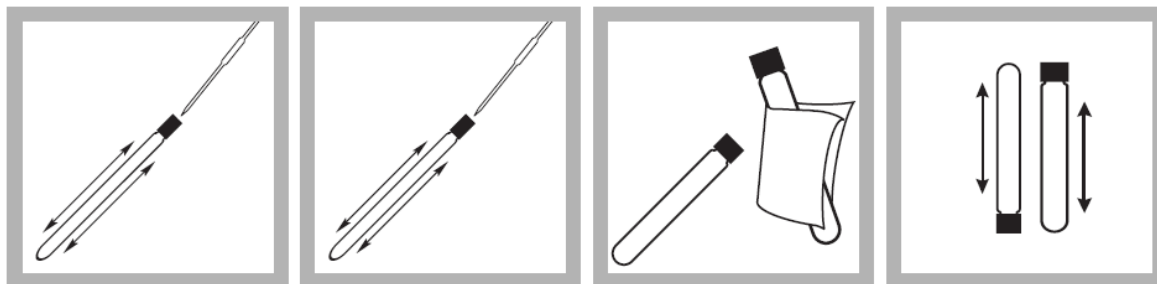
1. Presione el botón ON para encender el equipo. Ponga el control de coeficiente de temperatura en 2% en el valor deseado.
2. Coloque el electrodo en 100 mL de la solución a analizar asegurándose que los orificios del electrodo quedan completamente sumergidos en el líquido. Agite suavemente para que salga cualquier burbuja de aire atrapada.
3. Presione el botón 199.9 μ S. Observe el número que aparece en la pantalla del equipo.
4. Si la lectura es más alta que el rango seleccionado, aparecerá el número uno a la izquierda de la pantalla. Entonces presione un botón con un rango más alto hasta que aparezca una lectura correcta.
5. Deje el electrodo en la solución hasta que se estabilice la lectura. Esto toma sólo algunos segundos si la temperatura de la solución y el electrodo son iguales. Pero si la diferencia de temperatura es mayor puede tardar hasta dos minutos para estabilizarse.
6. El resultado es la conductividad de la solución a 25°C expresada como microsiemens (μ S) o milisiemens (mS) dependiendo del rango seleccionado.
7. Moviendo la flecha hacia el botón que dice TDS (Sólidos Totales Disueltos) se determina la concentración de estos.

- *Demanda Química de Oxígeno*

1. Homogenice 100 mL de muestra por 30 segundos en una licuadora, si la muestra no contiene sólidos suspendidos no es necesario hacer este paso.
2. Coloque la muestra homogenizada en un beaker de 250 mL con un magneto y agite.
3. Encienda el aparato de digestión a una temperatura de 150°C y prográmelo para un periodo de dos horas.
4. Destape dos viales que deberán estar colocados en una rejilla, la concentración de los viales deberá ser de 0 mg/L a 150 mg/L para agua natural y 150 mg/L a 1 500 mg/L para agua residual.

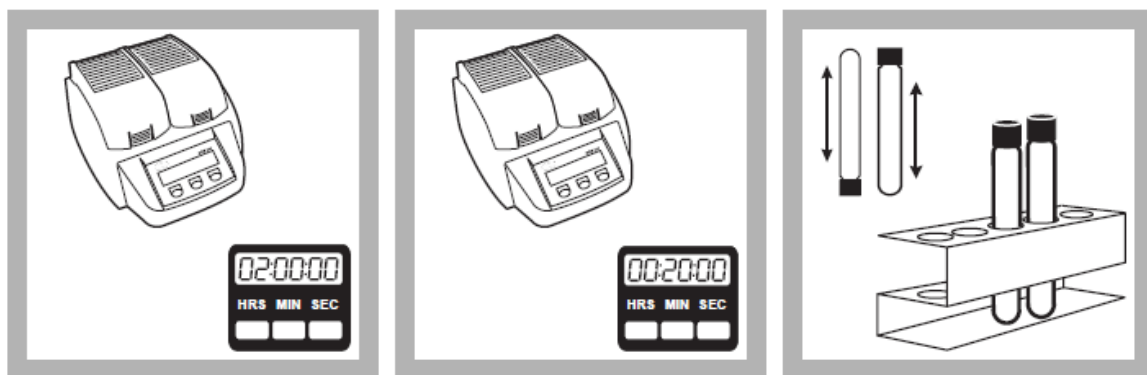


5. Coloque cada vial en un ángulo de 45°. Use una pipeta volumétrica de dos mL para adicionar la muestra del efluente industrial al primer vial. Tape el vial e inviértalo de arriba hacia abajo varias veces de manera suave. La reacción es exotérmica y por tanto el vial se calentará, tenga cuidado.
6. Repita el mismo paso para el segundo vial que contendrá el otro tipo de efluente, es decir el agua natural
7. Repita el mismo paso, pero con agua desionizada, este vial será el blanco o testigo.
8. Rotule bien cada vial.

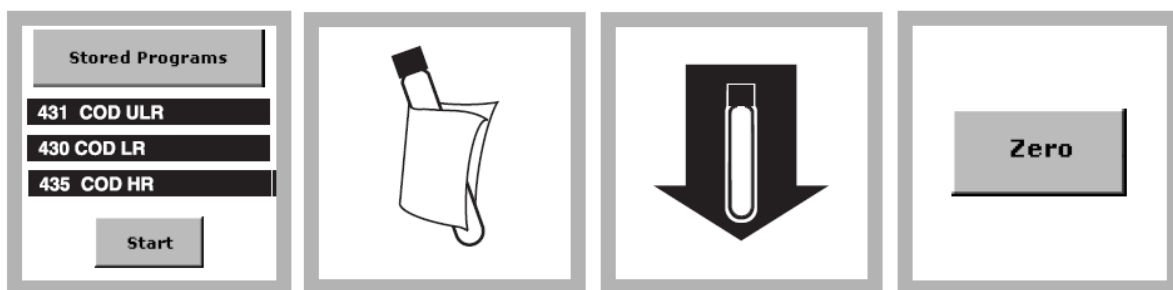


9. Active el proceso de digestión por dos horas a 150°C.

10. Pasada las dos horas, apague el equipo.
11. Saque los viales y colóquelos en una rejilla por 20 minutos hasta que se enfríen.
12. Encienda el espectrofotómetro HACH DR 5000 y seleccione el programa 430 CD LR.
13. Limpie el vial llamado blanco con un papel toalla suave y tómelolo de la tapa. Colóquelo en el espectrofotómetro y presione la tecla zero, en la pantalla aparecerá 0.00 mg/L.



14. Limpie el vial que contiene la muestra, tómelolo de la tapa y colóquelo en el espectrofotómetro. Presione la tecla read, en la pantalla aparecerá el valor de DQO en mg/L.



- *Sólidos Suspendidos Totales*

Principio: Se filtra una muestra bien mezclada con un filtro estándar de fibra de vidrio 934-AH de 47 mm de diámetro, y el residuo retenido en el mismo se seca a un peso constante en una cápsula a 103°C-105°C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión.

Interferencias: Elimine de las muestras las partículas gruesas flotables o los aglomerados sumergidos de materiales no homogéneas, si se decide que su inclusión no es deseable en el resultado final. Puesto que un residuo excesivo sobre el filtro puede formar una costra hidrófila, que limitará el tamaño de la muestra para que proporcione un residuo no mayor de 200 mg.

Procedimiento

1. Preparación del disco de filtrado de fibra de vidrio

Inserte el filtro de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro con la cara rugosa hacia arriba en el sistema de filtración al vacío. Efectúe el vacío con la bomba y lave el disco con tres volúmenes sucesivos de 20 mL de agua desionizada. Bote el agua de lavado, y ensamble nuevamente el sistema de filtración al vacío.

2. Selección del filtro tamaño de la muestra

Para muestras no homogéneas como agua residual no tratada, utilice un filtro ancho para permitir el filtrado de una muestra representativa.

3. Análisis de la muestra

Haga pasar 10 mL de muestra y retire el filtro, coloque el filtro en una cápsula de porcelana previamente preparada y pesada. La cápsula conteniendo el filtro con la muestra se secará en un horno a 103 °C-105 °C hasta peso constante. Retire la cápsula del horno y póngala en el desecador por diez minutos. Pese la cápsula junto con el filtro que contiene el residuo seco.

Si se va a medir sólidos volátiles, incinere a 550 °C en horno de mufla, enfríe en desecador para equilibrar la temperatura y procédase a pesar. Repita el ciclo de secado o incineración, enfriamiento, desecación y pesado hasta obtener un peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor de 0,5 mg entre pesadas

sucesivas. Consérvese en desecador hasta que se necesite. Pesar inmediatamente antes de usar.

Cálculo

$$SST \frac{mg}{L} = \frac{(A - B) * 1000}{V} \quad (20)$$

Siendo

A es el peso del filtro + residuo seco (mg)

B es el peso del filtro (mg)

V es el volumen de la muestra (mL)

D. Memoria de Cálculo

1. Preparación de muestra de agua residual sintética según la caracterización de la Tabla 5.

Calcio y Magnesio como dureza carbonácea:

$$Ca^{2+} (mg / L) = \frac{mg / L CaCO_3 * PE}{50} = \frac{500mg / L * 40/2}{50} = 200mg / L$$

$$Mg^{2+} (mg / L) = \frac{mg / L CaCO_3 * PE}{50} = \frac{500mg / L * 24,3/2}{50} = 121,5mg / L$$

Preparación de una solución con estas concentraciones:

$$\frac{(200mg / L)Ca * (100g / mol CaCO_3)}{(40g / mol Ca)} * 2L = 1000mg CaCO_3$$

$$\frac{(121,5mg / L)Mg * (248,48g / mol MgSO_4 \cdot 7H_2O)}{(24g / mol Mg)} * 2L = 2496mg MgSO_4 \cdot 7H_2O$$

Metales y metaloides

- Cobalto

$$\frac{[(0,003g / L)Co(237,90g / mol)CoCl_2 \cdot 6H_2O]}{(58g / mol)Cr} * 2L = 0,024g CoCl_2 \cdot 6H_2O$$

- Cromo

$$\frac{[(0,057g / L)Cr(294,184g / mol)K_2Cr_2O_7]}{(51,99g / mol)Cr} * 2L = 0,64g K_2Cr_2O_7$$

- Hierro

$$\frac{[(0,034g / L)Fe(198,64g / mol)FeCl_2 \cdot 4H_2O]}{(55,84g / mol)Fe} * 2L = 0,243g FeCl_2 \cdot 4H_2O$$

- Níquel

$$\frac{[(0,01g / L)Ni(270,77g / mol)NiSO_4 \cdot 7H_2O]}{(58,71g / mol)Ni} * 2L = 0,094g NiSO_4 \cdot 7H_2O$$

Compuestos de nitrógeno

- **Nitratos**

$$\frac{[(0,06 \text{ g / L}) NO_3 (85 \text{ g / mol}) NaNO_3]}{(62 \text{ g / mol}) NO_3} * 2L = 0,1644 \text{ g NaNO}_3$$

2. Generación de Sulfatos en el proceso de CQ

Las dosis de coagulante empleadas para las pruebas de CQ a partir del volumen de solución coagulante aplicando ley de dilución hasta 100 mL de muestra fueron las siguientes

Tabla D.1. Dosis de Coagulante Utilizadas en las Pruebas de Jarras

Tipo de agua	Número	Volumen de coagulante empleado (mL)	Dosis de coagulante (mg/L)
Natural	1	1	200
	2	4	800
	3	1	200
	4	4	800
	Promedio		500
Residual	1	4	800
	2	3	600
	3	3,5	700
	Promedio		700

A partir de estas se puede calcular el valor promedio de sulfatos generados, así pues.

$$\frac{(500 \text{ mg / L } Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O) * 0,43 \text{ mg / L } SO_4^-}{1 \text{ mg / L } Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O} = 215 \text{ mg / L } SO_4^-$$

$$\frac{(700 \text{ mg / L } Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O) * 0,43 \text{ mg / L } SO_4^-}{1 \text{ mg / L } Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O} = 301 \text{ mg / L } SO_4^-$$

3. Generación de cloruros por el ajuste de conductividad

Para ajustar la muestra de agua real al nivel de conductividad requerido para el tratamiento de EC se preparó una solución saturada de cloruro de sodio conteniendo 20 000 mg/L de NaCl. A partir de esta concentración y aplicando la ley de dilución se puede calcular la concentración de cloruro de sodio agregada a la muestra de agua cruda natural.

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

Empleando 1 mL de la solución de cloruro de sodio para ajustar la conductividad al nivel mínimo de 250 μ S/cm en un volumen de 2 L.

$$C_2 = \frac{(20000 \text{ mg} / \text{L})(1 \text{ mL})}{(2000 \text{ mL})} = 10 \text{ mg} / \text{L NaCl}$$

De esta concentración, la fracción de cloruros en el agua natural viene dada por:

$$\frac{(10 \text{ mg} / \text{L NaCl})(35,453 \text{ g} / \text{mol Cl}^-)}{(58,453 \text{ g} / \text{mol NaCl})} = 6,065 \text{ mg} / \text{L Cl}^-$$

Para el agua residual debido a que presentó una mayor conductividad con respecto al agua natural, se adicionó directamente cloruro de sodio al agua cruda para ajustar su conductividad desde 2000 μ S/cm hasta 5000 μ S/cm empleando 3 g de cloruro de sodio en 2 L de muestra para una concentración de 1 500 mg/L.

$$\frac{(1500 \text{ mg} / \text{L NaCl})(35,453 \text{ g} / \text{mol Cl}^-)}{(58,453 \text{ g} / \text{mol NaCl})} = 909,78 \text{ mg} / \text{L Cl}^-$$

4. Pérdidas de energía por efecto Joule

En el caso del tratamiento por EC para las aguas residuales se excedió el valor recomendado para la densidad de corriente lo cual incurre en pérdidas de energía por efecto Joule acorde a la siguiente ecuación.

$$Q = I^2 R t$$

Siendo

R la resistencia al paso de la corriente ofrecida por los electrodos, la cual se aproxima a la siguiente ecuación

$$R = \rho \frac{L}{A}$$

Donde:

ρ es la resistividad del metal ($2,75 \cdot 10^{-8} \Omega \cdot m$ para el aluminio⁴)

L es la longitud del electrodo (m)

A es el área de sección transversal del electrodo (m^2)

Así pues, sustituyendo con las condiciones de operación empleadas al tratar el agua residual con el método de EC ($I=1$ A y $t=5$ min)

$$Q = (1A)^2 (2,75 \cdot 10^{-8} \Omega m) \frac{(0,14m)}{56cm^2} * \left(\frac{100cm}{1m} \right)^2 * 5 \min * \frac{60s}{1 \min} = 2,0625 \cdot 10^{-4} J \approx 0,21 mJ$$

Sustituyendo con las condiciones de operación para el tratamiento del agua natural con el método de EC ($I=0,1$ A y $t=15$ min)

$$Q = (0,1A)^2 (2,75 \cdot 10^{-8} \Omega m) \frac{(0,14m)}{56cm^2} * \left(\frac{100cm}{1m} \right)^2 * 15 \min * \frac{60s}{1 \min} = 6,1875 \cdot 10^{-6} J \approx 6,19 \mu J$$

⁴ Young, Freedman, Sears, & Zemansky (2013)

E. Comparación de Medias para los Parámetros de Calidad

Según el análisis estadístico reflejado en la Tabla E.1, no existe diferencia significativa para la remoción de turbiedad entre los métodos de CQ y EC, aunque posee un nivel de significancia muy próximo al nivel mínimo para aceptarlo como significativamente distinto; teniendo en cuenta que el método de EC se operó con las condiciones en las que se obtuvo el menor porcentaje de remoción para turbiedad en las pruebas con agua sintética, con un nivel superior para el factor conductividad podría marcarse una diferencia para la remoción de turbiedad entre ambos métodos.

Para los parámetros de color y SST no hay diferencia significativa y su nivel de significancia se encuentra muy por encima del 5% de modo que podría usarse cualquiera de ellos indistintamente bajo las condiciones descritas en esta investigación. No obstante, a como se aprecia en la Figura E.1 las remociones obtenidas con el método de EC son ligeramente superiores a las obtenidas con el proceso de CQ. Referente a la remoción de DQO dado que con ambos métodos se alcanzó una remoción del 100% no es posible realizar un análisis estadístico pues los datos para ambas muestras son iguales.

Tabla E.1. Resumen para la Comparación de Medias para Agua Natural

	Fuente	Suma Cuadrados	de GI	Cuadrado Medio	Razón- F	Valor- P
Turbiedad	Entre grupos	0,851512	1	0,851512	4,17	0,0873
	Intra grupos	1,22647	6	0,204412		
	Total (Corr.)	2,07799	7			
	Fuente	Suma Cuadrados	de GI	Cuadrado Medio	Razón- F	Valor- P
Color	Entre grupos	0,3362	1	0,3362	0,47	0,5193
	Intra grupos	4,3072	6	0,717867		
	Total (Corr.)	4,6434	7			
	Fuente	Suma Cuadrados	de GI	Cuadrado Medio	Razón- F	Valor- P
SST	Entre grupos	14,338	1	14,338	1,14	0,3263
	Intra grupos	75,3122	6	12,552		
	Total (Corr.)	89,6502	7			
	Fuente	Suma Cuadrados	de GI	Cuadrado Medio	Razón- F	Valor- P

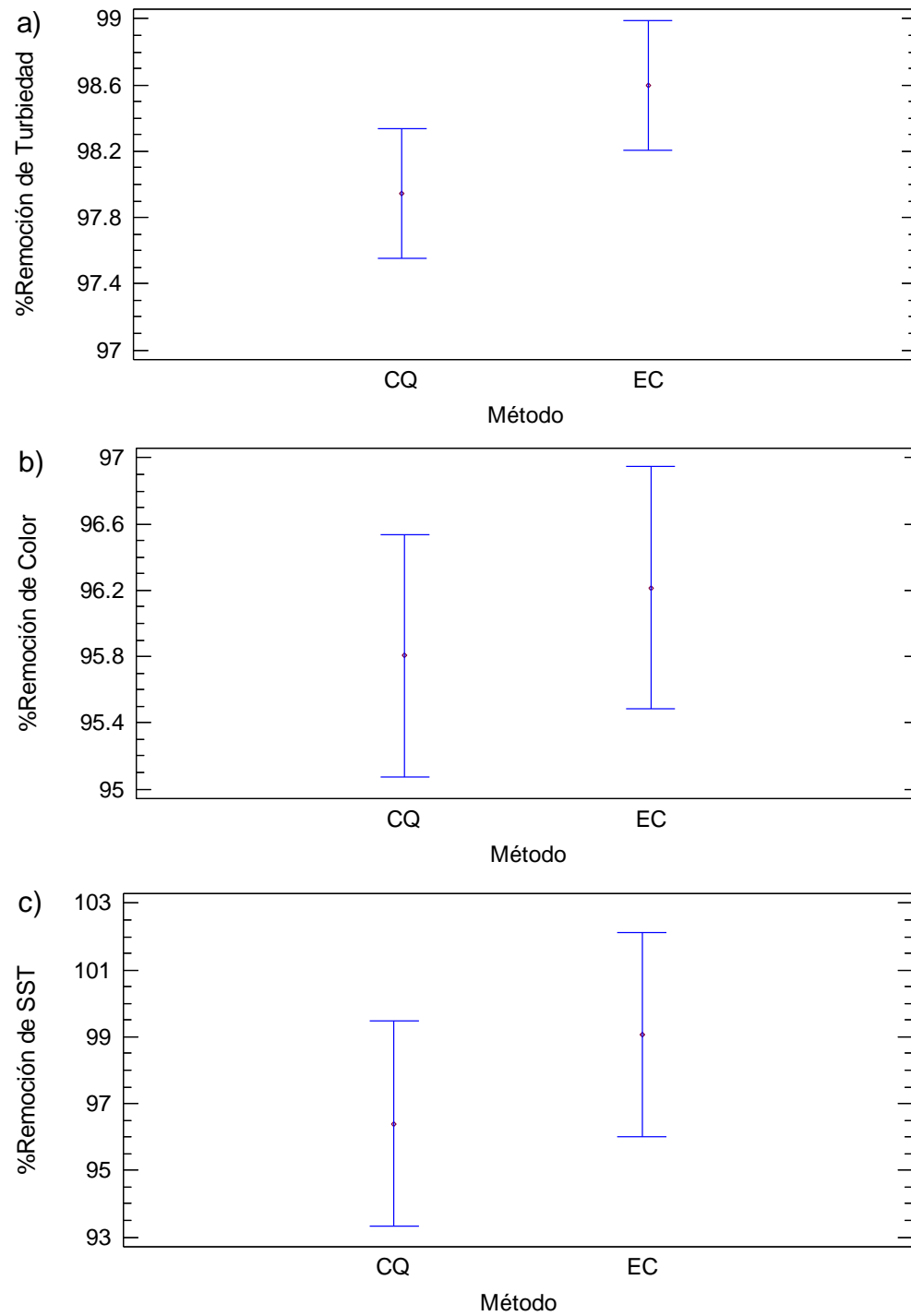


Figura E.1. Resumen para la Comparación de Medias de Agua Natural

La Figura E.1 se encuentra dividida en tres secciones, correspondiéndose cada una de ellas a los parámetros estudiados, siendo:

- **Sección (a):** Representa la comparación del porcentaje de remoción de turbiedad obtenido con ambos métodos de coagulación. En el caso del método de EC se alcanza un valor promedio de 98,60% el cual es ligeramente superior al alcanzado con el método de CQ con un porcentaje de remoción del 97,94%.
- **Sección (b):** Corresponde a la comparación entre el método de CQ y EC para el porcentaje de remoción de color. En este caso se obtiene un porcentaje de remoción de 95,80% con el método de CQ, por su parte el método de EC alcanza un porcentaje de remoción de 96,21%.
- **Sección (c):** En esta sección se reflejan las remociones para SST alcanzadas con los métodos de CQ y EC; para el método de CQ se consigue un porcentaje de remoción promedio de 96,39%, mientras que con el método de EC se consigue un porcentaje de remoción promedio de 99,06%.

En el caso del agua residual el único parámetro evaluado que no presento diferencia significativa fue la remoción de DQO entre ambos métodos de coagulación, para la remoción de SST no se pudo realizar un análisis estadístico debido a que con ambos métodos se alcanzó una remoción del 100% teniendo así datos iguales para ambas muestras.

Tabla E.2. Resumen para la Comparación de Medias para el Agua Residual

	Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
DQO	Entre grupos	624.852	1	624.852	5.50	0.0789
	Intra grupos	454.412	4	113.603		
	Total (Corr.)	1079.26	5			

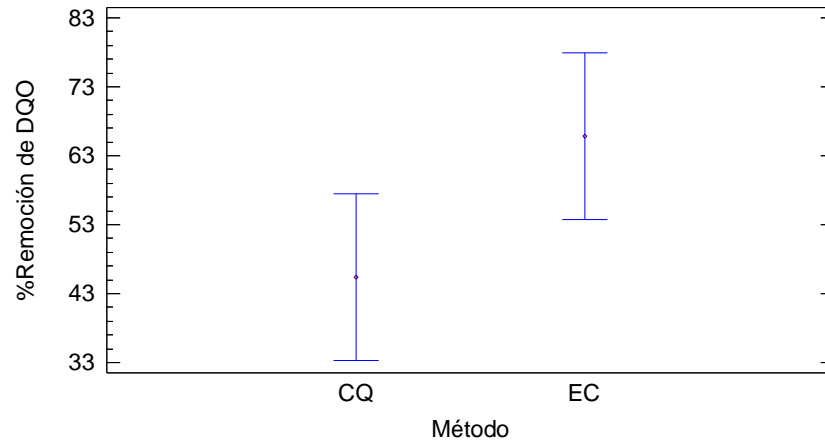
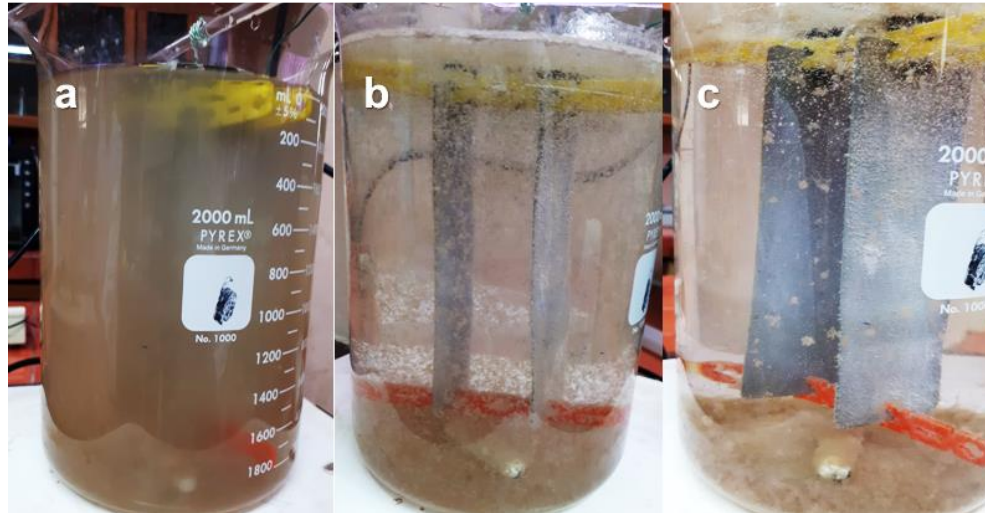


Figura E.2 Resumen para la Comparación de Medias de Agua Residual

En la Figura E.2 se presenta la comparación de medias para el porcentaje remoción de DQO obtenido entre ambos métodos de coagulación. En este caso, para el método de EC se alcanza una remoción de 65,70% el cual se encuentra muy por encima del 45,5% alcanzado por el método de CQ. Teniendo en cuenta el nivel de significancia reportado en la Tabla 24 $P=0,0789$, este se encuentra muy próximo al nivel de significancia mínimo para declararlo como significativamente distinto.

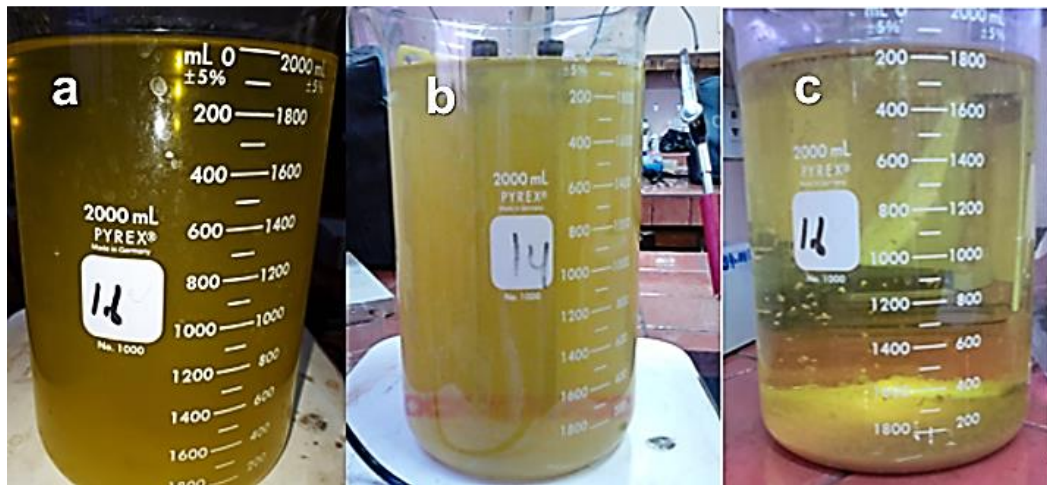
F. Sección de Evidencias

- Pruebas con Agua Sintética



a: Agua cruda
b: Agua tratada (0,1 A, 15 min y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$)
c: Agua después de la sedimentación

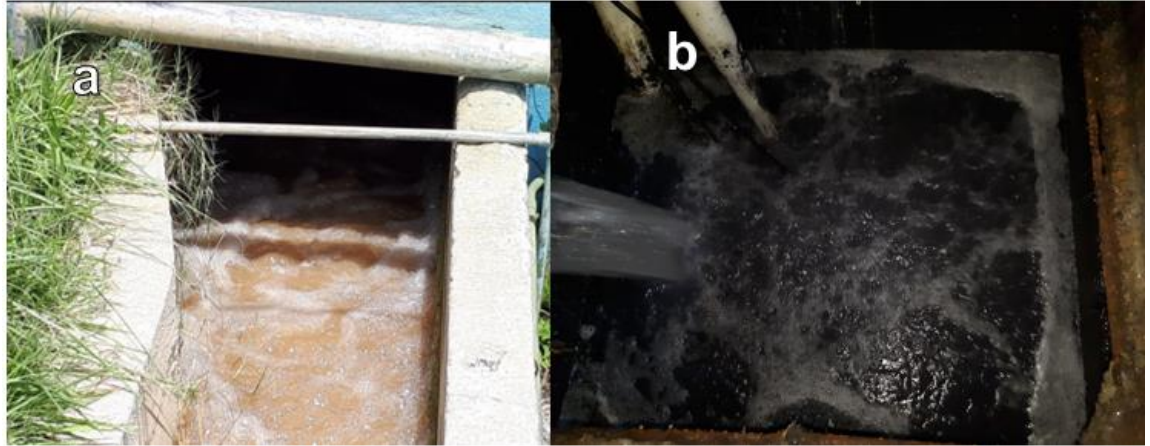
Figura F.1. Proceso de Electrocoagulación en Agua Natural Sintética



a: Agua cruda
b: Agua tratada (0,1 A, 15 min y 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$)
c: Agua después de la sedimentación

Figura F.2. Proceso de Electrocoagulación en Agua Natural Sintética

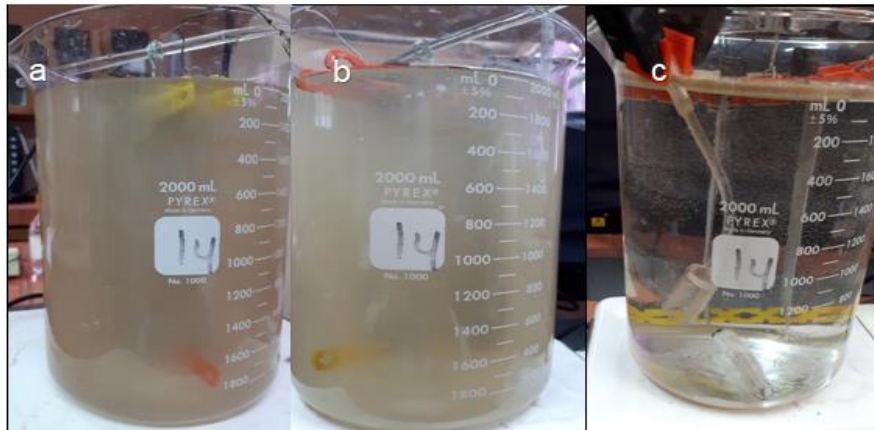
- **Pruebas Reales**
 - **Captación de Muestras**



a: Captación para Agua Natural Cruda
b: Captación para Agua Residual Textil

Figura F.3. Captaciones para las Aguas de Estudio

- **Agua Natural**



a: Agua cruda Natural antes del tratamiento de EC (450 NTU)
b: Agua después de 15 min de tratamiento de EC
c: Agua después del proceso de electroflotación (4,52 NTU)

Figura F.4. Proceso de Electrocoagulación en Agua Natural Real

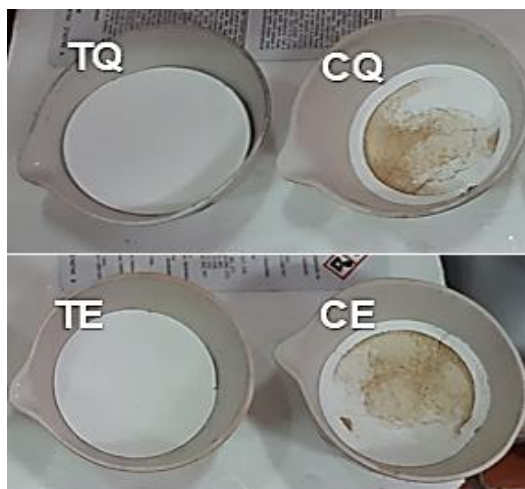


a: Prueba de Jarras para Agua Natural

b: Agua cruda (303 NTU)

c: Agua después de la Coagulación Química (5,2 NTU de turbiedad, 15 min de tratamiento, 20 min sedimentación y 100mg/l de coagulante)

Figura F.5. Proceso de Coagulación Química en Agua Natural Real



M

SST

CQ

1 070

TQ

0

CE

1 010

TE

0

M: Código de muestra

SST: Solidos Suspendidos Totales (mg/L)

CQ: Agua Cruda Química

TQ: Agua Tratada Química.

CE: Agua Cruda Electrocoagulación

TE: Agua Tratada Electrocoagulación

Figura F.6. Retención de Solidos para Agua Natural Real

- **Agua Residual**



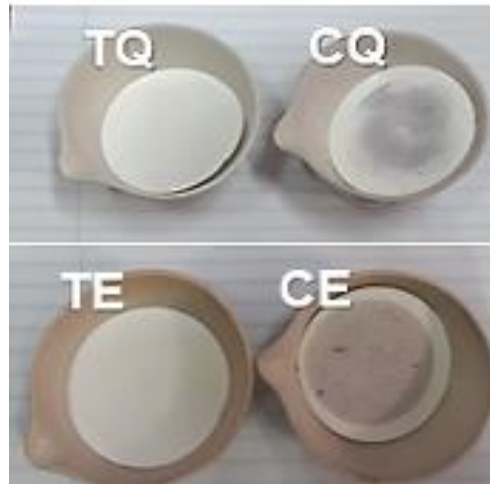
a: Agua cruda residual textil antes del tratamiento de EC (254 NTU)
 b: Agua después de 5 min de tratamiento de EC
 c: Agua después del proceso de electroflotación (14,4 NTU)

Figura F.7. Proceso de Electrocoagulación en Agua Residual Real



a: Prueba de Jarras para Agua Residual
 b: Agua cruda (259 NTU)
 c: Agua después de la Coagulación Química (36,5 NTU de turbiedad, 15 min de tratamiento, 20 min sedimentación y 700mg/l de coagulante)

Figura F.8. Proceso de Coagulación Química en Agua Residual Real

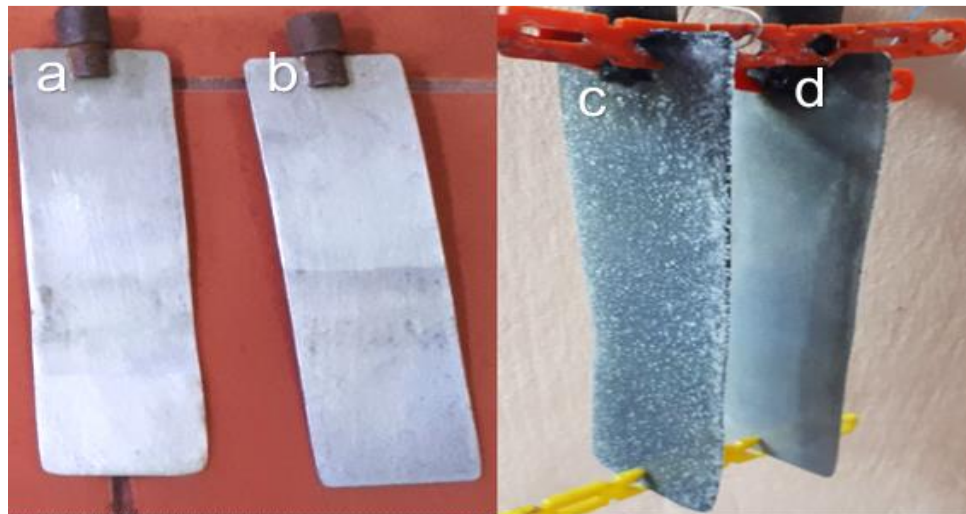


<i>M</i>	<i>SST</i>
CQ	280
TQ	0
CE	180
TE	0

M: Código de muestra
SST: Solidos Suspendidos Totales (mg/L)
 CQ: Agua Cruda Química
 TQ: Agua Tratada Química.
 CE: Agua Cruda Electrocoagulación
 TE: Agua Tratada Electrocoagulación

Figura F.9. Retención de Solidos para Agua Residual Real

- Pasivación de los electrodos**



a: Cátodo antes de Iniciar el Proceso de Electrocoagulación
 b: Ánodo antes de Iniciar el Proceso de Electrocoagulación
 c: Cátodo Finalizado el Proceso de Electrocoagulación
 d: Ánodo Finalizado el Proceso de Electrocoagulación

Figura F.10. Manifestación de la Pasivación en los Electrodos

Tabla F.11. Resultados de las Pruebas de CQ para Aguas Naturales

		Parámetro	Antes	Después	%Remoción
Prueba N°1	Dosis: 200 mg/L	Turbiedad (NTU)	699	11,46	-98,36
		Color (mg/L Pt-Co)	2 550	15	-99,41
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	1 070	0	-100,00
		SDT (mg/L)	77	162	+110,39 ⁵
		pH	7,17	4,44	
		Conductividad (μS/cm)	156,8	330	+110,46
Prueba N°2	Dosis: 800 mg/L	Turbiedad (NTU)	597	14,7	-97,54
		Color (mg/L Pt-Co)	2 048	57	-97,22
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	940	0	-100,00
		SDT (mg/L)	81	248	+206,17
		pH	6,6	3,88	
		Conductividad (μS/cm)	165	507	+207,27
Prueba N°3	Dosis: 100 mg/L	Turbiedad (NTU)	303	5,2	-98,28
		Color (mg/L Pt-Co)	1 052	57	-94,58
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	430	20	-95,35
		SDT (mg/L)	127	140	+10,24
		pH	7,12	6,44	
		Conductividad (μS/cm)	259	285	+10
Prueba N°4	Dosis: 800 mg/L	Turbiedad (NTU)	314	7,26	-97,69
		Color (mg/L Pt-Co)	1 192	52	-95,64
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	410	40	-90,24
		SDT (mg/L)	118	344	+191,52
		pH	7,53	3,99	
		Conductividad (μS/cm)	241,5	704,03	+191,63

⁵ Para los sólidos disueltos totales después del tratamiento se registró un incremento debido a la generación de iones sulfatos producto de la reacción del coagulante en el agua

Tabla F.12. Resultados de las Pruebas de EC para Aguas Naturales

		Parámetro	Antes	Después	%Remoción
Prueba N°1	I: 0.1 A, t: 15 min	Turbiedad (NTU)	686	7,68	-98,88
		Color (mg/L Pt-Co)	2 068	65	-96,86
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	1 010	0	-100,00
		SDT (mg/L)	124	141	+13,71 ⁶
		pH	7,16	7,17	
		Conductividad (μS/cm)	252,9	288,5	+14,08
Prueba N°2	I: 0.1 A, t: 15 min	Turbiedad (NTU)	684	9,29	-98,64
		Color (mg/L Pt-Co)	1 804	74	-95,90
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	960	0	-100,00
		SDT (mg/L)	124	140	+12,90
		pH	6,9	6,06	
		Conductividad (μS/cm)	252,9	287	+13,48
Prueba N°3	I: 0.1 A, t: 15 min	Turbiedad (NTU)	450	4,52	-99,00
		Color (mg/L Pt-Co)	1 144	49	-95,72
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	620	0	-100,00
		SDT (mg/L)	120	122	+1,67
		pH	7,27	6,46	
		Conductividad (μS/cm)	244,1	248,16	+1,67
Prueba N°4	I: 0.1 A, t: 15 min	Turbiedad (NTU)	343	7,23	-97,89
		Color (mg/L Pt-Co)	1 144	41	-96,42
		DQO	2	0	-100,00
		SST (mg/L)	270	10	-96,30
		SDT (mg/L)	118	134,27	+13,79
		pH	7,61	6,77	
		Conductividad (μS/cm)	241,5	274,05	+13,48

⁶ En el caso de los Sólidos Disueltos Totales se registró un incremento debido a la adición de cloruro de sodio para ajustar la conductividad.

Tabla F.13. Resultados de las Pruebas de CQ para Aguas Residuales

	Parámetro	Antes	Después	%Cambio	
Prueba N°1	Dosis: 800 mg/L	Turbiedad (NTU)	241	43,2	-82,07
		Color (mg/L Pt-Co)	1 554	192	-87,64
		DQO	1 243	635	-48,91
		SST (mg/L)	280	0	-100,00
		SDT (mg/L)	613,66	746,27	+21,61
		pH	7,6	3.99	-
		Conductividad (μS/cm)	1278,46	1554,73	+21,61
Prueba N°2	Dosis: 600 mg/L	Turbiedad (NTU)	191	51,8	-72,88
		Color (mg/L Pt-Co)	985	219	-77,77
		DQO	1 243	851	-31,54
		SST (mg/L)	70	0	-100,00
		SDT (mg/L)	648	814	+25,62
		pH	7,33	4,49	
		Conductividad (μS/cm)	1 322	1 661	+25,64
Prueba N°3	Dosis: 700 mg/L	Turbiedad (NTU)	259	36,5	-85,91
		Color (mg/L Pt-Co)	1 390	235	-83,09
		DQO	1 243	550	-55,75
		SST (mg/L)	60	0	-100,00
		SDT (mg/L)	834	932	+11,75
		pH	7,52	4,42	-
		Conductividad (μS/cm)	1 702	1 903	+11,81

Tabla F.14. Resultados de las Pruebas de EC para Aguas Residuales

		Parámetro	Antes	Después	%Cambio
Prueba N°1	I: 1 A, t: 5 min	Turbiedad (NTU)	229	14,31	-93,75
		Color (mg/L Pt-Co)	1 135	69	-93,92
		DQO	1 243	540	-55,56
		SST (mg/L)	150	0	-100,00
		SDT (mg/L)	810	2 524	+211,60
		pH	7,3	7,03	
		Conductividad (μS/cm)	1 654	5 150	+211,37
		Turbiedad (NTU)	226	14	-93,81
Prueba N°2	I: 1 A, t: 5 min	Color (mg/L Pt-Co)	1 400	125	-91,07
		DQO	1 243	401	-67,74
		SST (mg/L)	180	0	-100,00
		SDT (mg/L)	859	2 313	+169,27
		pH	7,3	7,15	
		Conductividad (μS/cm)	1 753	5 090	+190,36
		Turbiedad (NTU)	254	14,4	-94,33
		Color (mg/L Pt-Co)	1 890	155	-91,80
Prueba N°3	I: 1 A, t: 5 min	DQO	1 243	334	-73,13
		SST (mg/L)	320	0	-100
		SDT (mg/L)	884	2 329	+163,46
		pH	7,24	7,16	
		Conductividad (μS/cm)	1 804	5 070	+181,04

Tabla F.15. Registro de la Masa de los Electrodo tras las pruebas de Electrocoagulación

Electrodo		Ánodo (g)	Cátodo (g)
Tipo de Agua	Inicial	30.4512	30.868
	1	30.4392	30.8748
	2	30.4266	30.8825
	3	30.4179	30.9336
	4	30.4069	30.9395
Tipo de Agua	Inicial	30.4069	30.9395
	1	30.3787	31.0003
	2	30.3562	31.0586
	3	30.3298	31.1097

Tabla F.16. Volumen de Lodos Producidos

Tipo de Agua	Método	Prueba	Lodos Alumínicos (mg)	Lodos Residuales (g)	Lodos Totales (g)	Volumen de Lodos (L)
Natural	CQ	N°1	32,4	11,73	11,76	0,19
		N°2	129,6	9,85	9,98	0,16
		N°3	32,4	4,85	4,86	0,08
		N°4	129,6	5,12	5,25	0,09
		Promedio	76,95	7,88	7,96	0,13
	EC	N°1	8,37	10,67	10,68	0,17
		N°2	8,37	10,00	10,01	0,16
		N°3	8,37	6,48	6,49	0,11
		N°4	8,37	5,02	5,03	0,08
		Promedio	8,37	8,04	8,05	0,13
Residual	CQ	N°1	129,60	4,64	4,77	0,08
		N°2	27,90	2,62	3,93	0,06
		N°3	97,20	3,95	2,72	0,04
		Promedio	84,9	3,74	3,81	0,06
	EC	N°1	27,9	3,90	3,93	0,06
		N°2	27,9	4,36	4,39	0,07
		N°3	27,9	5,75	5,83	0,09
		Promedio	27,9	4,63	4,66	0,07

Tabla F.17. Resultados Estimados para la Remoción de Turbiedad en Agua Natural

Fila	Observados	Ajustados	Inferior 95.0% para Media	Superior 95.0% para Media
1	97.42	96.9014	96.3834	97.4194
2	96.8	96.9014	96.3834	97.4194
3	96.66	96.9014	96.3834	97.4194
4	94.8	96.9014	96.3834	97.4194
5	98.3	96.9014	96.3834	97.4194
6	95.85	96.9014	96.3834	97.4194
7	98.09	97.3106	96.919	97.7021
8	98.4	97.3106	96.919	97.7021
9	96.87	97.3106	96.919	97.7021
10	97.28	97.3106	96.919	97.7021
11	97.58	97.3106	96.919	97.7021
12	97.66	97.3106	96.919	97.7021
13	97.52	97.7197	97.2018	98.2377
14	97.17	97.7197	97.2018	98.2377
15	96.96	97.7197	97.2018	98.2377
16	97.38	97.7197	97.2018	98.2377
17	98.38	97.7197	97.2018	98.2377
18	98.47	97.7197	97.2018	98.2377
19	96.1	96.9158	96.3979	97.4338
20	97.11	96.9158	96.3979	97.4338
21	97.71	96.9158	96.3979	97.4338
22	95.84	96.9158	96.3979	97.4338
23	98.33	96.9158	96.3979	97.4338
24	96.44	96.9158	96.3979	97.4338
25	98.81	97.325	96.9335	97.7165
26	98.11	97.325	96.9335	97.7165
27	97.1	97.325	96.9335	97.7165
28	97.31	97.325	96.9335	97.7165
29	96.97	97.325	96.9335	97.7165
30	96.72	97.325	96.9335	97.7165
31	96.66	97.7342	97.2162	98.2521
32	97.2	97.7342	97.2162	98.2521
33	97.65	97.7342	97.2162	98.2521
34	97.47	97.7342	97.2162	98.2521
35	98.22	97.7342	97.2162	98.2521
36	98.1	97.7342	97.2162	98.2521

Valores sobreestimados: Fila 19 y 22

Valores subestimados: Fila 5, 7, 8, 17, 18, 23, 25 y 26

Tabla F.18. Resultados Estimados para la Remoción de Turbiedad en Agua Residual

Fila	Observados	Ajustados	Inferior 95.0% para Media	Superior 95.0% para Media
1	90.9	92.9903	92.0412	93.9394
2	93.4	92.9903	92.0412	93.9394
3	93.4	92.9903	92.0412	93.9394
4	94.3	92.9903	92.0412	93.9394
5	93.8	92.9903	92.0412	93.9394
6	93.0	92.9903	92.0412	93.9394
7	94.4	93.8111	93.0937	94.5286
8	94.7	93.8111	93.0937	94.5286
9	94.5	93.8111	93.0937	94.5286
10	93.4	93.8111	93.0937	94.5286
11	92.6	93.8111	93.0937	94.5286
12	90.8	93.8111	93.0937	94.5286
13	92.2	94.6319	93.6829	95.581
14	95.3	94.6319	93.6829	95.581
15	95.9	94.6319	93.6829	95.581
16	93.7	94.6319	93.6829	95.581
17	96.7	94.6319	93.6829	95.581
18	95.6	94.6319	93.6829	95.581
19	91.2	93.0681	92.119	94.0171
20	94.4	93.0681	92.119	94.0171
21	93.7	93.0681	92.119	94.0171
22	93.2	93.0681	92.119	94.0171
23	94.7	93.0681	92.119	94.0171
24	91.3	93.0681	92.119	94.0171
25	95.5	93.8889	93.1714	94.6063
26	96.8	93.8889	93.1714	94.6063
27	93.2	93.8889	93.1714	94.6063
28	91.5	93.8889	93.1714	94.6063
29	91.8	93.8889	93.1714	94.6063
30	95.1	93.8889	93.1714	94.6063
31	95.1	94.7097	93.7606	95.6588
32	94.5	94.7097	93.7606	95.6588
33	94.7	94.7097	93.7606	95.6588
34	92.6	94.7097	93.7606	95.6588
35	94.9	94.7097	93.7606	95.6588
36	95.8	94.7097	93.7606	95.6588

Valores sobrestimados: Fila: 1, 11, 12, 13, 19, 24, 28, 29, 34, 36

Valores subestimados: Fila 4, 8, 15, 17, 18, 20, 23, 25, 26, 30

G. Norma AWG

La Norma de calibre de alambre americano (del inglés *American Wire Gauge*) asocia el diámetro de los cables con la resistencia ofrecida por el mismo. Un calibre bajo (mayor diámetro de cable) ofrece una menor resistencia. En la Tabla G.1 se presentan algunas equivalencias para el calibre de esta norma y el diámetro del cable.

Tabla G.1. Equivalencias de Calibre AWG con Diámetro del Cable

Calibre AWG	Diámetro
4	5,19 mm
6	4,12 mm
8	3,26 mm
10	2,59 mm
12	2,05 mm
14	1,63 mm
16	1,29 mm
18	1,02 mm

Fuente: Cable Organizer, 2019

La Nomenclatura del material aislante del cable eléctrico es la siguiente:

T: **(Thermoplastic)**: Aislamiento termoplástico

H: **(Heat resistant)**: Resistente al calor hasta 75°C

HH: **(Heat resistant)**: Resistente al calor hasta 90°C

W: **(Water resistant)**: Resistente al agua y a la humedad.

LS: **(Low smoke)**: Este cable tiene baja emisión de humos y bajo contenido de gases contaminantes.

SPT: **(Service parallel thermoplastic)**: Esta nomenclatura se usa para identificar un cordón que se compone de dos cables flexibles y paralelos con aislamiento de plástico y que están unidos entre sí. También se denomina cordón dúplex.